POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

L'économie circulaire est-elle bonne pour l'environnement ?

Essais sur la mesure de la circularité

GEOFFREY LONCA

Département de mathématiques et de génie industriel

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

Génie industriel

Janvier 2020

© Geoffrey Lonca, 2020.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

L'économie circulaire est-elle bonne pour l'environnement ?

Essais sur la mesure de la circularité

présentée par **Geoffrey LONCA**

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

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

Marcelin JOANIS, président
Manuele MARGNI, membre et directeur de recherche
Sophie BERNARD, membre et codirectrice de recherche
Stephan KAMPELMANN, membre
Vincent MOREAU, membre externe

DÉDICACE

À ma mère Ghislaine Stipal,

À ma copine Chloé Notte,

À nos parents qui nous donnent du fil à retordre,

À nos enfants,

L'homme est une invention dont l'archéologie de notre pensée montre aisément la date récente. Et peut-être la fin prochaine.

M. Foucault, Les mots et les choses

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en premier lieu mes très chers directeurs de thèse, Manuele Margni et Sophie Bernard, qui ont cru en moi depuis le début du projet. L'enthousiasme ambiant lors de nos rencontres, et ce dès les premiers échanges que nous avons eus avant même de commencer ce projet, n'a fait que rendre notre collaboration plus belle et réjouissante. Grâce à vous, j'ai toujours eu le sentiment d'être à la bonne place au bon moment et j'espère avoir la chance de vous avoir près de moi dans les prochaines années. Quelle joie également d'avoir pu partager avec Manuele notre passion commune pour le *trail running*, un sport aussi difficile que beau.

Je remercie les membres de l'Institut EDDEC, Daniel Normandin et Mélanie Mac Donald qui sont les premières personnes à m'avoir parlé d'économie circulaire et à m'avoir accompagné dans mon projet de maitrise, qui m'a amené jusqu'ici, Luce Beaulieu, Stéphanie Jagou et Manon Boiteux qui furent mes interlocutrices privilégiées au sein de l'institut. Bon nombre d'évènements qui furent importants pour moi au cours de mon parcours doctoral ont pu avoir lieu au travers de l'existence de l'IEDDEC : participation au Disruptive Innovation Festival de la Fondation Ellen Macarthur, le MOOC et l'école d'été en économie circulaire, le travail de recherche en économie collaborative grâce à la bourse Jarislowski ou encore la revue de littérature interdisciplinaire pour Smart Prosperity Institute à Ottawa.

Je remercie l'ensemble des membres du CIRAIG, ses éminents professeurs, ses chercheurs renommés, ses brillants analystes et ses drôles d'étudiants. Parmi eux, je tiens à remercier tout particulièrement ceux qui ont participé activement à l'accomplissement de ce projet de recherche, notamment Hugues Imbeault-Tétreault (ex-analyste) pour le premier article, Pascal Lesage et Guillaume Majeau-Bettez pour le troisième article. Je remercie également François Saunier avec qui nous avons souvent échangé sur le sujet de l'économie circulaire et des indicateurs notamment au travers des projets spécifiques au partenaires de la chaire. Parmi les étudiants, les irréductibles partenaires de bureau du 4ème étage, Maxime Agez, Ivan Viveros Santos, Elliot Muller, Titouan Greffe et Mohammad Kaddoura pour leur humour et leur bonne humeur sans faille. Parmi eux, je me dois de remercier particulièrement Julien Walzberg, fidèle voisin de bureau, remarquable collègue d'assistance de TD pour le cours GCH1220 et exceptionnel partenaire de projet de recherche sur le sujet des effets pervers des modèles d'économie collaborative réalisé pour l'Institut

EDDEC. Il y a également Julien Pedneault, mon interlocuteur privilégié au CIRAIG, aussi bien sur les sujets de la course à pieds que de l'économie circulaire.

Je tiens à remercier certains professeurs de HEC Montréal. Le professeur Emmanuel B. Raufflet, responsable du programme de gestion et développement durable et responsable académique de l'institut EDDEC pour notre collaboration lors du projet mené pour le Smart Prosperity Institute. Également le professeur Jonathan Deschênes, expert en marketing responsable, pour notre collaboration sur le projet des effets pervers en économie collaborative mené pour l'IEDDEC. Enfin je remercie le professeur Yves-Marie Abraham, penseur et porte-parole de la décroissance soutenable au Québec. J'ai eu la chance, en tant qu'étudiant de Polytechnique, de pouvoir participer à son cours intitulé sur la décroissance soutenable pendant de ma maitrise, au cours duquel j'ai pu développer un regard critique sur les concepts de développement durable et d'économie circulaire.

Au-delà du contexte académique, merci à ma (petite) famille, surtout à mes parents Ghislaine et Patrick Stipal, à Chantale et Jean-Paul Ters ainsi que mon cousin Renaud, pour leur bienveillance et leur foi en mon travail ainsi qu'à mon père Philippe Lonca, avec qui je partage vraisemblablement certains gènes de divergence, ainsi que sa femme Christine. Merci à ma copine Chloé Notte de m'avoir soutenu inlassablement pendant ces années doctorales, avec qui j'ai partagé, et continue de partager, la même embarcation pour traverser les tempêtes de la vie.

Enfin, je remercie mes amis Romain Montagné, Hatim Fassi-Firi, Garrick Cabour et Maxime Lary, tous des amis proches avec qui nous échangions régulièrement sur nos expériences doctorales, toutes si différentes. Merci à tous mes amis qui m'ont encouragé pendant ces 4 dernières années, notamment le groupe des Hosties, constitué de bon nombre d'anciens étudiants de mon école d'ingénieur en France, l'ICAM, notamment Aurélien Allard, Georges Baydoun, Tomas Knobloch, Aïssa Prévost, Alexis Windal, Audrey Vandendriessch, Adrien Carré, Clotilde Lefèvre, Thibaut Plagué, Matthieu Faou, Gabriel Rosso et bien d'autres. Également à mes très chers colocataires, Anastasia Domerego et William Steven, merci de leur patience et de leur soutien quotidien. Le sport tient une place immense dans ma vie et les amis que j'ai la chance de côtoyer dans ce milieu ont largement participé à mon équilibre aussi bien mental que physique ces dernières années. Parmi eux Antoine et Carole Zanardo pour les parties de tennis, Pierre-Jordan Lescureux, Cyprien Chauvet, Mégane Baron et autres joueurs de volley, enfin le fameux groupe D du Club de Trail de Montréal, dont Baptiste Galant, Rémi Vincent et Charly Maupetit.

RÉSUMÉ

Le concept d'Économie Circulaire (ÉC) met au défi gouvernements, compagnies et société civile de s'accorder sur un objectif commun. Cependant, cette diversité d'acteurs et de parties prenantes conduit inévitablement à décliner les solutions d'ÉC selon des cadres d'application très différents, et dont la mesure du succès repose sur l'atteinte d'objectifs parfois contradictoires et soutenus par des postulats de plus en plus contesté : (1) augmenter la remise en circulation des matériaux et éviter l'extraction et la production de ressources vierges conduit à réduire les impacts sur l'environnement et (2) boucler les flux de matières à l'échelle d'un produit ou d'une organisation constitue une trajectoire de progrès vers une ÉC. Alors que le premier cas donne lieu à des situations d'arbitrage difficiles, le second cas exclut les effets d'échelle du champ d'étude. À la question initialement formulée dans le titre « l'ÉC est-elle bonne pour l'environnement ? », nous argumentons que oui, à condition que ces deux phénomènes soient suffisamment bien identifiés afin d'être maitrisés et garantir un progrès vers une économie réellement circulaire et durable. La remise en question de ces postulats dans la littérature et l'apparition de nouveaux indicateurs liés à la popularisation du concept d'ÉC nous amènent à nous poser la question suivante : doit-on développer de nouveaux outils dédiés à l'ÉC? La revue de littérature révèle différents types d'outils permettant soit de mesurer le degré de circularité d'un système défini dans le temps et dans l'espace, soit d'en mesurer les effets sur l'écosphère. À ce jour, aucun outil ne permet (1) de capturer tout l'éventail des stratégies incarnées par l'ÉC, (2) d'avoir un regard un sur les situations d'arbitrage ni (3) d'intégrer les effets d'échelle. Sans prétendre fournir un nouvel outil d'analyse, cette thèse pose les bases d'une approche méthodologique qui intègre ces trois critères.

Dans le premier article, nous challengeons le premier postulat en utilisant l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et le *Material Circularity Indicator* (MCI) développé par la Fondation Ellen Macarthur au travers d'une étude de cas sur la gestion des pneus de poids lourds usés au Brésil, à partir duquel nous analysons trois scénarios : la situation courante, le rechapage et le recreusage. Nous proposons une approche pour discuter des résultats du MCI et de l'ACV qui identifie quatre types de trajectoires : un couplage, un découplage, un compromis sur les stocks de ressources ou un compromis sur les réservoirs de pollution. Les études de cas révèlent qu'allonger la durée de vie grâce au rechapage améliore le score de circularité d'un pneu mais n'améliore pas nécessairement les impacts sur la santé humaine et les écosystèmes.

Dans le deuxième article, nous challengeons les deux postulats de circularité avec une étude de cas sur le recyclage des bouteilles en Polyéthylène Téréphtalate (PET) en boucle fermée aux États-Unis. Le MCI et l'impact sur les changements climatiques révélés par l'ACV révèle que boucler les flux de matières au niveau de la bouteille augmente la circularité de celle-ci et diminue les impacts sur son cycle de vie mais transfère les impacts sur le reste du marché du PET incluant d'autres applications qui ne requièrent pas du PET de haute qualité. Or en élargissant le champ d'application à l'ensemble du marché du PET, favoriser le recyclage en boucle ouverte en incluant d'autres applications pour le recyclage du PET est plus bénéfique sur tous les plans et qu'améliorer la collecte est le premier levier d'amélioration environnementale pour le marché du PET.

Dans le troisième article, nous développons une approche polyvalente pour évaluer la performance des différentes stratégies d'ÉC inspirée de l'utilisation empirique de l'IPAT (Impact = Population x Affluence x Technologie). Notre proposition permet de distinguer les efforts d'amélioration de la circularité selon différentes échelles d'observation, par exemple par région, secteur, processus ou autre, ainsi que le produit de différents facteurs clés de la mise en œuvre de l'ÉC, employant par exemple des ratios d'efficience technologique tels que les GES/matériaux ou matériaux/produit. L'objectif de l'ÉC étant souvent tenu au discours du découplage de l'activité économique de la dégradation du capital naturel, nous utilisons cette formulation générale pour quantifier le niveau de contribution d'une stratégie d'ÉC à un découplage global selon les trajectoires d'évolution des facteurs d'efficacité technologique. Ce type d'approche permet, par exemple, de déduire les cibles d'augmentation maximale de production d'un matériau pour assurer l'efficacité des stratégies de circularité comme nous l'illustrons avec les travaux prospectifs réalisés par le cabinet de conseil suédois Material Economics, ensuite repris par la Fondation Ellen Macarthur.

Le premier article montre que l'indicateur de ressources en ACV et le MCI mènent à des conclusions différentes ; alors que le MCI mesure le degré de circularité, les indicateurs d'ACV mesurent plutôt les conséquences d'une stratégie circulaire sur l'environnement. Les résultats du deuxième article ont permis de montrer qu'améliorer la circularité d'un produit n'améliore pas nécessairement la circularité moyenne des produits car elle ne réduit pas systématiquement la demande en ressources vierges ni les impacts sur l'environnement globalement. Ainsi, les frontières d'analyse d'une stratégie de circularité devraient être suffisamment systémique pour inclure les potentiels effets d'échelle, soutenant l'idée selon laquelle analyser la circularité au niveau produit

est en contradiction avec le caractère symbiotique de l'ÉC. La proposition formulée dans le troisième article est suffisamment polyvalente pour répondre aux trois critères que les outils de la littérature manquent d'intégrer – les stratégies d'ÉC, les situations d'arbitrage et les effets d'échelle – mais elle manque encore de pragmatisme dans l'intégration des effets de marché. L'emploi de modèles d'équilibre général pourrait pallier ce manque.

À la question « doit-on développer de nouveaux outils dédiés à l'ÉC? », ce travail de recherche tend à démontrer qu'une meilleure intégration des outils existants suffirait. Par exemple, une avenue de recherche possible consisterait à employer la décomposition de l'indicateur proposée dans le troisième article pour identifier la « structure économique » caractéristique d'un produit, d'un composant ou d'un matériau en combinant des méthodologies existantes basées sur une structure de calcul matricielle. L'utilisation combinée de ce type d'outil permettrait d'évaluer la contribution d'un produit à une ÉC, plutôt que d'évaluer le degré de circularité du produit en soi.

ABSTRACT

The Circular Economy (CE) concept is inspiring new governmental policies along with company strategies. This has led to the emergence of a plethora of indicators to quantify the “circularity” of individual companies or products. Preserving resources and reducing emissions are both necessary conditions to achieve a sustainable CE, and the corresponding assessment tools should be selected accordingly. Approaches behind these indicators build mainly on two implicit premises: (1) maximizing material circularity contributes to mitigating environmental impacts and (2) closing material loops at product level leads to improvements in material efficiency for the economy as a whole. While the first case gives rise to environmental trade-off situations, the second case disregards the scale effects. To the question immediately formulated in the title "Is circular economy good for the environment?", we argue that yes, provided that these two premises can be sufficiently well verified to be monitored. With the literature increasingly questioning these premises and the development of new indicators related to the popularization of the CE concept, we asked ourselves the following question: should we develop new tools dedicated to CE? The literature review reveals different types of tools either used to measure the degree of circularity of a system defined in time and space, or to measure the effects on the ecosphere. To date, no tool allows (1) to capture the whole range of CE strategies, (2) to monitor trade-off situations nor (3) to integrate scale effects. Without providing a new analytical tool, this thesis lays the foundations for a methodological approach that integrates these three criteria.

In the first paper, we challenge the first premise that material circularity contributes to mitigating environmental impacts using the Life Cycle Assessment (LCA) and the Material Circularity Indicator (MCI) through two case studies from the tire industry. In the most comprehensive case study, we analyze three scenarios to process used tires in Brazil: baseline, retreading and regrooving. We propose an approach to discuss MCI and LCA results that identifies four pathways toward or away from the CE goal: coupling, decoupling, trade-off related to resource consumption or trade-off related to emissions. The case studies reveal that extending lifetime through retreading and introducing recycled material improve the MCI of a tire, but do not necessarily improve impacts on human health and ecosystems.

In the second paper, we challenge the both premises, on the environmental trade-off and the scale effect, with a case study on closed-loop recycling of polyethylene terephthalate (PET) bottles in

the USA. The MCI and the impact on climate change revealed by the LCA show that closing the material flows within the scope of a bottle lifecycle increases its circularity and decreases the environmental impacts. This, however, shift burdens to other sectors where recycled PET is applied and where using high quality PET is not required. However, expanding the assessment scope to the entire PET market, open-loop recycling by including other applications to introduce recycled PET, i.e. fiber textile, sheets and films, appears more beneficial and that increasing the post-consumer bottle reclamation rate is the major environmental improvement lever for the PET market.

In the third paper we develop a versatile approach to assess the environmental performance of CE strategies, building on an empirical use of the IPAT (Impact = Population x Affluence x Technology). Our approach can distinguish activities by region, industry or process for instance, and the product of environmental efficiency factors, embodied in T, illustrates key drivers for CE implementation, e.g. GHG/materials and materials/product. CE is often linked to decoupling the economic activity from the degradation of the environment. Hence, we use our approach to quantify the contribution of a CE strategy to an overall decoupling according to the scenarios of technological efficiency factors. This type of approach allows, for example, to deduce the maximum allowable increase in the production of a material to ensure the effectiveness of circularity strategies. We illustrate this approach with data from the scenario analysis carried out by the Swedish consultancy Material Economics, then taken over by the Ellen Macarthur Foundation.

The first paper shows trade-offs in the results between the MCI and the LCA resource indicator and thereby highlight relevant issues to the design of future assessment tools; while the MCI measures the degree of circularity, LCA indicators measure the environmental impact of a circular strategy. Results of the second paper show that improving the circularity of a single product does not necessarily improve products average because product circularity does not necessarily reduce virgin resource demand and environmental impacts at a broader market perspective. Hence, we conclude that a CE assessment scope should be systemic enough to enhance progress towards reducing environmental impacts and that the way product-level circularity assessment is currently performed is contradictory to the symbiotic purpose of CE. The approached developed in the third paper is versatile enough to meet the three criteria that current tools in the literature fail to integrate – CE strategies, monitoring trade-off situations and integrating scale effects – but it currently does

not allow the integration of market effects in a pragmatic way. The use of general equilibrium models could fill this gap.

To the question "should we develop new tools dedicated to CE?", this research work demonstrate that a better integration of existing tools would suffice. A possible research avenue could be based on, for instance, using the decomposition of the indicator proposed in the third article to identify the “economic structure” characteristic of a product, a component or a material by combining existing methodologies based on a matrix computational structure. The combined use of these tools would assess the contribution of a product to a CE, rather than assessing the degree of circularity of the product itself.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ VI

ABSTRACT IX

TABLE DES MATIÈRES XII

LISTE DES TABLEAUX XVI

LISTE DES FIGURES XVIII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXI

LISTE DES ANNEXES XXII

AVANT-PROPOS XXIII

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION 1

1.1 Le chantier de l'économie circulaire 2

1.2 Un compromis entre ressources matérielles et énergétiques 4

1.3 Les postulats de la circularité 6

CHAPITRE 2 : REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE 8

2.1 Revues de littérature et taxonomies des outils de mesure pour l'économie circulaire 9

2.1.1 Classification employée dans les revues de littérature 9

2.1.2 Taxonomie et vocabulaire employés 12

2.2 Les outils robustes préexistants à l'apparition du concept d'économie circulaire 13

2.2.1 L'Analyse de Flux de Matière 13

2.2.2 L'Analyse du Cycle de Vie 16

2.2.3 Les tables Input Output et méthodologies hybrides 20

2.3 Les outils développés en réponse à l'apparition du concept d'économie circulaire 22

2.3.1 L'échelle de la matière 22
2.3.2 L'échelle du composant et du produit 23
2.3.3 L'échelle de l'entreprise 24
2.3.4 L'échelle industrielle et régionale 25
2.3.5 Mesure d'impact sur les ressources 27
2.3.6 Synthèse critique des outils 28
CHAPITRE 3 : DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE ET ORGANISATION GÉNÉRALE DU DOCUMENT INDIQUANT LA COHÉRENCE DES ARTICLES PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS DE LA RECHERCHE 33
3.1 Problématique 33
3.2 Objectifs de l'étude 34
3.3 Méthodologie générale 35
3.3.1 Objectif 1 38
3.3.2 Objectif 2 39
3.3.3 Objectif 3 39
CHAPITRE 4 : ARTICLE 1: DOES MATERIAL CIRCULARITY RHYME WITH ENVIRONMENTAL EFFICIENCY? CASE STUDY ON USED TIRES 41
4.1 Présentation de l'article 41
4.2 Manuscrit 42
4.2.1 Introduction 42
4.2.2 Approach and assessment methodology 44
4.2.3 Case studies 49
4.2.4 Results 59
4.2.5 Discussion 63
4.2.6 Limitations and further research 66

4.2.7 Conclusions 67

4.2.8 Acknowledgments 68

CHAPITRE 5 : ARTICLE 2: ASSESSING SCALING EFFECTS OF CIRCULAR ECONOMY STRATEGIES: A CASE STUDY ON PLASTIC BOTTLE CLOSED LOOP RECYCLING IN THE USA PET MARKET 69

5.1 Présentation de l'article 69

5.2 Manuscrit 70

5.2.1 Introduction 70

5.2.2 Material and methods 73

5.2.3 Results 79

5.2.4 Discussion 86

5.2.5 Further targeting resources efficiency 90

5.2.6 Conclusion 91

5.2.7 Acknowledgements 92

CHAPITRE 6 : ARTICLE 3: A VERSATILE APPROACH TO ASSESS CIRCULARITY: THE CASE OF DECOUPLING 93

6.1 Présentation de l'article 93

6.2 Manuscrit 93

6.2.1 Introduction 93

6.2.2 Background: the circular economy, the IPAT and the decoupling process 96

6.2.3 Methodology 99

6.2.4 Application: an example by Material Economics 108

6.2.5 Discussion 112

6.2.6 Implications and future research 116

6.2.7 Conclusion 119

6.2.8 Acknowledgements 120
CHAPITRE 7 : DISCUSSION GÉNÉRALE 121
7.1 Contributions de la thèse 121
7.1.1 Qu'est-ce que l'ACV révèle sur ces situations d'arbitrage ? 121
7.1.2 Qu'est-ce que l'ACV manque de capturer sur ces situations d'arbitrage ? 122
7.1.3 Quels outils / méthodes / approches faut-il employer pour prendre en compte ces situation d'arbitrage ? 124
7.2 Limites de la thèse et recommandations 125
7.2.1 Commentaires sur l'utilisation du MCI 125
7.2.2 Critique du découplage 126
7.2.3 Commentaires sur les facteurs d'efficience technologique 127
7.2.4 Commentaires sur le facteur de mise à l'échelle 130
7.2.5 Commentaires sur les interactions de marché 131
7.2.6 Commentaires sur la perspective système 132
7.3 Recherches futures 133
7.3.1 Les méthodes existantes pour tracer les métaux dans l'économie 133
7.3.2 Tracer la circularité dans un maillage de produits 134
CHAPITRE 8 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 136
ÉPILOGUE 138
RÉFÉRENCES 139
ANNEXES 155

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Synthèse des méthodes et indicateurs dérivés de l'écologie industrielle. 22

Tableau 2.2: Tableau récapitulatif des indicateurs selon les paramètres et impacts mesurés. 31

Tableau 2.3: Tableau récapitulatif des indicateurs selon les paramètres et impacts mesurés. (Suite et fin) 32

Table 4.1: Conceptual approach identifying four possible pathways stemming from a reference scenario when evaluating a CE strategy building on two natural capital-related sub-objectives: alleviating pollution reservoirs and preserving stocks of resources. The -/+ signs describe situations in which a step toward or away from the corresponding target is made, respectively. 47

Table 4.2: Terminology of the MCI parameters and their definition.....57

Table 4.3: Set of parameters used for the calculation and MCI results. Each quantity (n) and mass (m) of components (i) is used for the weighting approach. (*) Average values calculated from the set of truck tires. (**) Case calculated with the weighting approach: MCItotal is the result of the weighted sum of the MCI of each component. 59

Table 5.1 : Scaling factors, characterized emissions per unit flow and key circularity parameters. 85

Table 5.2: MCI and climate change impact scores improvements made moving from baseline to maximizing recycled content into bottle production scenario according to each assessment scope. "+" sign means improvements are made moving from baseline to maximizing recycled content into bottle production, whereas "-" means worsening of indicators.**Erreur! Signet non défini.**

Table 6.1: Overview of the different ways to handle the IPAT equation as developed from sections 6.2.3.1 to 6.2.3.4, validating a condition of change in the final impact (overall impact reduces at a rate $e \neq 0$) and a decoupling condition (overall impact reduces at a rate $e = 0$), where g is the scaling growth rate, t the environmental efficiency improvement rate, I the final impact indicator, i the disaggregation index and j the distribution index. 105

Table 6.2: CE categories of measures, their mathematical layout, their correspondence to the approach developed in this research paper and their potential to reduce CO_2 emissions by 2050 per industry according to Material Economics. 109

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Organisation de la revue de littérature des outils pour l'ÉC.....13

Figure 2.2: Diagramme de Sankey des flux de matériaux à travers l'économie européenne en 2014 (Tiré de Mayer et al., 2019).....16

Figure 2.3: Caractérisation des impacts : de l'inventaire à l'agrégation en catégories d'impact orientés « problèmes » ou « dommages » sur les aires de protection, tiré de Verones et al. (2017). 17

Figure 3.1: Méthodologie générale de développement de la thèse et positionnement des articles par rapports aux objectifs. 37

Figure 4.1: Relationship between human and ecological activity. The literature uses several words to characterize both spheres: the economic sphere is what supports every kind of human activity (also called technosphere or econosphere) and the non-economic sphere embeds every kind of natural activity (also called ecosphere).....45

Figure 4.2: Level of alignment of environmental assessment methodologies with the five CE requirements set out by Elia et al. (2017). Some environmental assessment methodologies provide indirect quantification of any CE requirements, explaining the half values that appear in the figure. 48

Figure 4.3: Level of alignment of CE index-based methods at the micro level with the 5 CE requirements set out by Elia et al. (2017). The requirement on reducing emission level is excluded from the critical analysis of CE index-based methods since none include this requirement.....49

Figure 4.4: Left: Process tree and system boundaries for the life cycle of a tire. Dashed arrows are further detailed on the right. Right: Zoom in on the definition of tire end-of-life processes and system boundaries. Grey zones in dashed squares define processes excluded from the designated case study (e.g. retreading and regrooving are related to the Brazilian context and are therefore excluded from the case study in the European context).....54

Figure 4.5: Results for the Brazilian context: a) Contribution analysis at the endpoint level of the baseline scenario; b) Relative variation of endpoint scores compared to the baseline scenario and impacts on circularity for retreading and regrooving scenarios 60

Figure 4.6: Results for the European context: a) Contribution analysis at the endpoint level of the baseline scenario; b) Relative variation of endpoint scores compared to the baseline scenario and impacts on linearity for the 4%RC and 10 RC scenarios. 62

Figure 4.7: Interpretation of the results of the two case studies measuring circular performance according to the two sub-categories of natural capital. Used tire scenarios are plotted in relation to their corresponding baseline scenario (0;0). Improvements in human health and ecosystems damage scores are plotted as positive values along y-axes while x-axes represent improvements in linearity[MCI] and in resource damage scores (red-dashed frames). Only the regrooving and retreading scenarios are represented according to the impacts on resources as they produce significant variations between impacts on resources and LCA. 64

Figure 5.1: Simplified representation of PET lifecycle activities in the USA market with the definition of system boundaries in relationship of the three scopes of analysis. A more detailed version is available in the supporting information. 76

Figure 5.2: Sankey diagram from the Material Flow Analysis of the USA PET market in 2016. Terminology is consistent with Figure 5.1 with more details on imports and exports. “Bale export” represents recovered bottles sent outside the USA before reclaimed into flakes and being available as rPET. “vPET imports” and “Other imports” represent the difference between imports and exports (net value). “Other imports” contains resin sheet grade and bottle grade, sheet, film, fiber and bottles as well as post-consumer fiber exports. 80

Figure 5.3: MCI scores variation with the maximizing recycled content into bottle production scenarios corresponding to three assessment scopes. Scores range from 0 to 1. MCI score for baseline scenario in the brand and the bottle market scopes are similar. 81

Figure 5.4: Relative impact scores on climate change and vPET production. Virgin PET production represents the mass percentage always referring to the baseline scenario. Imports and exports represent all types of flows i.e. vPET, rPET and finished products. 83

Figure 5.5: Left: simplified representation of the actual USA PET flows with tested key circularity parameters. Right: slopes representing the influence of key parameters to the total impacts on Climate Change of the USA PET market, such that e.g. $\Delta I\mu = I\mu 1 - I\mu 0\ \mu 1 - \mu 0$. The lower it is, the less overall impacts.....86

Figure 7.1: Ce que les stratégies de l'ÉC visent à préserver, inspiré de Bocken et al. (2016) et Potting, Hekkert, Worrell et Hanemaaijer (2016). 128

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV Analyse du Cycle de Vie

AFM Analyse de Flux de Matière

AoP Aire de Protection (*Area of Protection*)

ÉC Économie Circulaire

EoL End-of-Life

MCI Indicateur de circularité de la matière développé par la Fondation Ellen Macarthur (*Material Circularity Indicator*)

IO Input Output

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Article 1 155

Annexe B Article 2 177

Annexe C Article 3 221

Annexe D Arbre de processus circulaire 228

Annexe E Pistes de recherches supplémentaires 230

AVANT-PROPOS

Alors que depuis Galilée la rotondité de la Terre n'est plus questionnée que par quelques fous, la révolution industrielle fait basculer notre société dans laquelle la marchandisation des biens et le progrès technique règnent et prospèrent sur les fondements d'une économie profondément extractive, inefficace, et tout aussi limitée que les contours de notre planète; en soi, une économie linéaire sur une planète circulaire. L'homme (occidental) se détache alors de son environnement naturel pour mieux l'asservir. Et à ce jeu il a bien réussi il faut dire, l'homme contrôle si bien le temps et l'espace qu'il bouleverse les ères géologiques, nous faisant basculer de l'holocène à l'anthropocène.

Du cowboy à l'astronaute : l'émergence de la conscience des limites

Les preuves de la déconnexion entre l'écosphère, limitée, et la croissance illimitée de l'utilisation des ressources pour l'homme proviennent de recherches empiriques et de développements théoriques. Suivant l'idée que le système économique mondial repose sur le vaste système écologique cyclique de la Terre, Kenneth E. Boulding met en lumière les paradoxes fondamentaux de la révolution industrielle. Dans son livre ***The economics of the coming spaceship earth***, Boulding (1966) remarque que l'économie est soutenue par des industries toujours plus extractives. Du point de vue du cowboy, l'horizon apparait infiniment vaste. Mais du point de vue de l'astronaute, la Terre est un système fermé, fini, tout comme l'est sa navette spatiale. Nos ressources apparaissent alors limitées. Cela a été rapidement suivi en 1969 par l'***Operating manual for spaceship earth,*** écrit par l'architecte et designer Richard Buckminster-Fuller. Il y explique que seule la manière dont nous utilisons les ressources planétaires actuellement est responsable de leur raréfaction. D'un point de vue empirique, les membres du Club de Rome ont élaboré divers scénarios permettant d'évaluer la durabilité de l'économie industrielle (Meadows, Meadows, Randers, & Behrens, 1972) et concluent que la croissance illimitée de l'économie est incompatible avec la nature limitée du système planétaire.

L'économie soumise aux lois de la physique

Il existe plusieurs conceptualisations de l'interaction entre les limites planétaires et les systèmes de production. Tout d'abord, le biologiste Karl L. von Bertalanffy propose de regarder les relations des organisations avec l'environnement en tant que systèmes d'interactions, donnant ainsi naissance à la théorie générale des systèmes. En introduisant la pensée systémique au domaine de

la physique, Nicholas Georgescu-Roegen fait le même constat que le Club de Rome dans son livre ***The entropy law and the economic process*** (Georgescu-Roegen, 1971). En répliquant la deuxième loi de la thermodynamique, plus connue sous le nom de la « loi de l'entropie », dans l'étude du processus économique, il démontre qu'un flux de matière 100% circulaire est régi par les mêmes contraintes physiques qui interdisent l'existence du mouvement perpétuel (2017), ou même l'énergie libre fantasmée par Nikola Tesla. Il est ainsi à l'origine d'une discipline appelée « thermoéconomie », profondément enracinée dans la critique du modèle économique occidental. Dans son livre ***Steady-State Economics***, Herman Daly propose en 1977 d'inclure le concept de bienêtre humain dans celui de croissance économique. Le concept de « croissance non-économique » se démarque alors de celui de « décroissance », plus radical, proposant une alternative à la définition de richesse.

L'économie circulaire et florilège d'idées

En se basant sur ces nouvelles observations, les années 1970 et 1980 ont généré davantage de propositions pratiques pour adapter la machine économique aux limites planétaires. La première école de pensée à ce sujet fut celle de l'écologie industrielle en 1971 de Barry Commoner dans ***The Closing Circle: Nature, Man and Technology***. En 1974, Victor Papanek conteste la philosophie et les pratiques de conception de produit, identifiant l'obsolescence programmée – définie comme la conception délibérée de produits et d'objets jetables – comme l'une des principales causes de l'utilisation inefficace des ressources. Il suggère alors de repenser les méthodes de conception de sorte à prévenir la génération de déchets. En se référant à la thèse de l'économie de l'astronaute initiée par Kenneth E. Boulding, l'architecte Walter Stahel propose en 1981 le concept d'économie en boucle fermée, soutenue par Robert Ayres. David W. Pearce et Robert Kerry Turner en 1990 qui emploient pour la première fois le terme d'économie circulaire dans leur livre ***Economics of Natural Resources and the Environment***. Pour examiner le fonctionnement et l'optimisation des systèmes industriels, Robert Ayres formule en 1989 le concept de métabolisme industriel, qui définit un réseau d'échange de matières résiduelles et de partage de services publics entre entreprises manufacturières.

En observant le fonctionnement métabolique des systèmes écologiques, Janine Benyus suggère en 1997 de s'inspirer de la nature pour développer de nouvelles technologies, donnant naissance au concept de biomimétisme. Sur la même idée d'interconnexion des systèmes, en 1998 Suren Erkman

remet sur la scène l'écologie industrielle en tant que concept pour reconnecter les systèmes industriels à la biosphère. Par la suite, en 2002, Michael Braungart et Robert Mac Donough, introduisent le concept de berceau-à-berceau dans leur livre ***Cradle-to-Cradle : Remaking the Way We Make Things***, reconnaissant l'importance de l'approche « cycle de vie » pour boucler les flux matière et d'énergie selon les cycles biologiques et techniques. Comme nous aurons l'occasion de le voir dans cette thèse, la linéarité de l'économie actuelle s'approche plus de la mécanique de berceau-au-tombeau (*Cradle-to-Grave* en anglais). Certains même évoquent le géomimétisme pour décrire l'incompatibilité du rythme d'exploitation des ressources naturelles et de leur rythme de renouvèlement.

Si le constat des limites planétaires et de la crise écologique gagne la conscience collective, et nous en avons des preuves récentes avec les mobilisations citoyennes massives en grève pour le climat, les initiatives et la perception des efforts se font pourtant à l'échelle individuelle et locale. Résoudre le problème climatique n'est autre qu'un jeu de coordination qui met au défi gouvernements, entreprises et société civile de s'accorder sur un, ou des objectifs communs. Tous astronautes que nous sommes, nous devons nous entendre sur la trajectoire à donner à notre vaisseau planétaire.

Cet avant-propos a en partie été rédigé en collaboration avec Pr Emmanuel B. Raufflet, responsable du programme de gestion et développement durable à HEC Montréal, à l'occasion d'un travail de recherche réalisé pour le Smart Prosperity Institute (SPI) à Ottawa.

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

À l'heure où découpler le développement économique de la crise écologique devient impératif, le concept d'économie circulaire (ÉC) pose les bases d'un nouveau système fondé sur l'économie des ressources naturelles. Au regard des contraintes écologiques auxquelles nous faisons face et des limites géologiques de la planète, l'idée d'une ÉC apparait aujourd'hui comme une nécessité.

Cependant, modérer l'utilisation des ressources naturelles semble contreproductif dans notre conception traditionnelle de l'économie. Car l'essence même de l'économie se base sur l'activité (on parle bien d'activité économique) et l'économie industrielle du dernier siècle montre une tendance à coupler la mesure de nos activités, notamment au moyen du PNB ou du PIB, avec la production de marchandises. Dans une économie linéaire, toute forme de développement repose alors sur l'objectif d'une augmentation de la production de biens et donc d'une croissance économique basée sur la consommation de ressources ou l'accumulation de biens (Stahel, Walter 2016). Néanmoins, le couplage entre croissance économique et exploitation des ressources naturelles devient moins évident dans le contexte actuel de tertiarisation de l'économie. Sans réellement prendre parti sur le sens d'évolution de notre activité économique (croissante, décroissante ou stationnaire) et bien qu'ils mentionnent qu'un ralentissement soit nécessaire, Arnsperger et Bourg (2016) proposent de limiter l'accroissement de la demande en ressources non renouvelables à 1% voire 0,5%.

Quoiqu'il en soit, notre économie globale est encore loin d'être circulaire puisqu'encore en 2005, seulement 6% des ressources naturelles entrant dans le processus économique étaient recyclées (Haas, Krausmann, Wiedenhofer, & Heinz, 2015), et en 2014 ce sont 9,6% des ressources matérielles (abiotiques) qui sont recyclées à l'échelle de l'UE des 28 (Mayer et al., 2019). Même le Pape François le reconnait dans sa lettre encyclique de 2016 :

> « On n'est pas encore arrivé à adopter un modèle circulaire de production qui assure des ressources pour tous comme pour les générations futures, et qui suppose de limiter au maximum l'utilisation des ressources non renouvelables, d'en modérer la consommation, de maximiser l'efficacité de leur exploitation, de les réutiliser et de les recycler. »
>
> (Francis & McDonagh, 2016).

1.1 Le chantier de l'économie circulaire

L'ÉC présente actuellement une collection d'idées vagues et séparées originaires de domaines différents (Korhonen, Honkasalo, & Seppälä, 2018). Il en résulte alors une diversité de définitions (Kirchherr, Reike, & Hekkert, 2017) et donc d'interprétations et d'outils de mesure supportés par différents acteurs, lesquels rivalisent parfois dans leurs réalisations. Clarifier les objectifs et établir des fondations solides pour la mise en œuvre d'une ÉC requiert une attention particulière pour qu'elle puisse profiter à la fois à la société et à l'environnement (Murray, Skene, & Haynes, 2017).

Même s'il est largement admis que l'ÉC porte l'attention sur la protection de l'environnement et le développement économique (Geissdoerfer, Savaget, Bocken, & Hultink, 2016), il n'est toujours pas clair comment coordonner ces deux sphères de façon pragmatique et durable. Pourtant, l'ÉC semble être incontournable dans l'atteinte d'un développement durable, puisque près de 80% des cibles énoncées dans les Objectifs du Développement Durable (ODD) de l'ONU ont un lien avec l'ÉC (Schroeder, Anggraeni, & Weber, 2018). À ce jour, l'apport social du concept d'ÉC est peu étudié et mal identifié[1].

L'ÉC semble attractive de par le potentiel qu'elle représente pour réconcilier la productivité des ressources avec les externalités environnementales du cycle de vie des produits (Sauvé, Bernard, & Sloan, 2016) comme il sera discuté tout au long de cette thèse. Toutefois, l'approche cycle de vie met bien souvent le doigt sur ce qui fait défaut aux solutions mises en œuvre, sans toutefois parvenir à capturer les effets systémiques dans leur ensemble. Le manque d'approche systémique est bien souvent à l'origine d'effets rebonds (Zink & Geyer, 2017), de fausses idées sur les bénéfices réels du recyclage (Geyer, Kuczenski, Zink, & Henderson, 2015; Zink & Geyer, 2018), du reconditionnement et de la réutilisation (Cooper, D. R. & Gutowski, 2017). Comme l'ont démontré certains chercheurs comme J. M. Allwood dans le domaine de l'énergie (Allwood, 2014;

[1] On trouve de façon récurrente les arguments liés à la création d'emplois qualifiés occasionnée par l'offre de nouvelles opportunités d'affaire, de nouvelles filières de valorisation des matières résiduelles, ou l'offre de programmes de réinsertion professionnelle. Une étude canadienne a montré que le recyclage créait 6 fois plus d'emplois que l'enfouissement. Dans le cas des contenants consignés, le ramassage des canettes a permis à beaucoup d'itinérants de réaliser des rentrées d'argent (Andersen, 2007). En contrepartie, l'ÉC défavorise le développement d'autres filières comme l'extraction minière. Il est donc difficile de conclure sur les bénéfices nets liés à la création d'emploi.

Allwood et al., 2012; Gutowski, Sahni, Allwood, Ashby, & Worrell, 2013), ou comme Andersen (2007) dans le domaine de l'économie écologique, les pratiques circulaires peuvent aussi bien affecter négativement l'environnement. Ceci illustre plus largement que les aires de protection environnementales peuvent aussi rivaliser dans l'application de stratégies d'ÉC.

La diversité d'approches sur la conduite de l'activité économique dans un contexte de développement durable génère des discours (*narratives* en anglais) variés. En particulier, adopter une approche de durabilité forte ou faible (Neumayer, 2003; Perman, 2003) affecte notre perception du phénomène de découplage: absolu ou relatif (D'Amato et al., 2017). Faisant la promotion du bouclage des flux de matière dans un contexte de développement économique, l'ÉC ne peut garantir ainsi qu'un ralentissement et non une décroissance du niveau d'extraction des ressources non renouvelables, soit un découplage relatif. Alors que selon Geissdoerfer et al. (2016), l'ÉC devrait porter davantage l'attention sur la réduction des intrants de notre système économique plutôt que d'améliorer la circularité de la matière. La nature du discours tenu au nom d'une ÉC peut donc affecter profondément ce qui en résulte (voir la section 7.2.2).

Même si le terme d'ÉC est récent, il se base pourtant sur des pratiques que nous tentons de mettre en place depuis déjà bien longtemps. Cependant, le concept fait beaucoup parler de lui ces dernières années et notamment grâce à l'apparition de la Fondation Ellen Macarthur en 2009 qui rencontre un grand succès dans la promotion du concept auprès de l'industrie. Néanmoins, de nombreuses organisations cherchent encore à se positionner face à ce concept qui souffre, de par sa jeunesse, d'un manque de définition claire et consensuelle (Su, Heshmati, Geng, & Yu, 2013).

Traversant une période de validité conceptuelle, l'ÉC requiert davantage de développements théoriques grâce auxquels le concept viendra soit à converger, soit à s'effondrer, soit à rester controversé (Blomsma & Brennan, 2017). Se référant à la théorie de Walter B. Gallie sur les caractéristiques d'un concept essentiellement contesté (*essentially contested concept* en anglais), Korhonen, Nuur, Feldmann et Birkie (2018) défendent la thèse selon laquelle l'ÉC est controversée par nature. Parmi les caractéristiques qui rapprochent le concept d'ÉC de celui de W.B. Gallie, le fait qu'il soit mis en avant comme un concept chapeau (*cluster concept* en anglais) sous lequel les concepts d'Écologie Industrielle (*Industrial Ecology*), de Symbiose (ou Métabolisme) Industrielle (*Industrial Symbiosis*), de conception de Berceau à Berceau (*Cradle-to-Cradle design*) et d'Économie de Partage (*Sharing Economy*) trouvent place. Malheureusement ces derniers ne sont

pas nécessairement complémentaires dans leur approche et participent ainsi à les mettre en tension et à complexifier l'approche du concept d'ÉC. Plus probant encore, la diversité de définitions que compte l'ÉC, chacune proposant des discours bien distincts, constitue une source certaine de discorde à l'origine d'un futur probable manque de compréhension et d'adoption générale du concept; Kirchherr et al. (2017) analysent pas moins de 114 définitions de l'ÉC dans la littérature.

1.2 Un compromis entre ressources matérielles et énergétiques

On dit bien souvent que les ressources matérielles et énergétiques se raréfient. Pourtant, le stock planétaire de ressources est bien fini et constant (exception faite des réactions nucléaires). Ce que l'on appelle la rareté, c'est la tension existante entre la disponibilité des ressources, toujours moins accessibles, et nos besoins, toujours croissants. La raréfaction des métaux est en fait une baisse de concentration. Puisque nous extrayons les minerais de plus haute concentration en premier lieu, les gisements que nous exploitons sont de moins en moins concentrés et davantage de ressources énergétiques sont requises pour procéder à leur extraction. Avant 2010, 8 à 10% de l'énergie primaire mondiale était consacrée à extraire et raffiner les ressources métalliques (Bihouix & De Guillebon, 2010). L'ÉC propose ainsi de ralentir ce phénomène de raréfaction en améliorant la gestion des stocks déjà en utilisation.

Métaux et énergie sont aux prises d'un cercle vicieux à la fois sur les dimensions techniques (ou physiques) et économiques. Sur la dimension économique, car les énergies fossiles se raréfient et sans alternative renouvelable compétitive, le prix de l'énergie menace de s'envoler. L'extraction minière requiert aujourd'hui plus d'énergie, de plus en plus chère, imposant à notre société de transcender la technologie d'une part et de revoir nos standards de consommation d'autre part. Sur la dimension technique, car si la dépense énergétique est inversement proportionnelle à la concentration en métal dans la croute terrestre, l'énergie requiert elle aussi davantage de matières premières. Non seulement 5% de la production d'acier mondiale est dédiée à l'exploitation pétrolière, mais surtout les nouvelles technologies accompagnant la transition énergétique nécessitent un apport conséquent de matière première pour chaque kWh produit. Alors l'ÉC peut-elle sauver la transition énergétique ?

En y regardant de plus près, une économie intégralement circulaire n'est pas complètement réaliste au regard des lois thermodynamiques (Duru-Bellat, 2013). Les métaux se raréfient et le recyclage

total devient impossible par la complexité trop grande des produits *Hight-Tech*[2] (Bihouix & De Guillebon, 2010); l'ÉC comporte des limites et les connaitre est indispensable pour éviter les fausses solutions. Par exemple des boucles de circulation trop « larges », c.-à-d. moins préférables selon la hiérarchie des 3RVE (Réduire, Réutiliser, Recycler, Valoriser, Éliminer) que nous discuterons plus loin dans la thèse, donnent lieu à des processus de transformation notablement énergivores. Comme Stephan Kampelmann le souligne : « Est-ce qu'une entreprise qui consomme plus de matériaux mais moins d'énergie est toujours moins circulaire qu'une autre qui consomme moins de matériaux et plus d'énergie ? » (Kampelmann, 2016).

Par exemple dans le processus de recyclage des bouteilles en verre, l'utilisation d'eau chaude pour leur nettoyage entraine une consommation d'énergie surpassant celle nécessaire à la production de bouteille à partir de matière vierge selon le mix électrique sollicité (communication de Pré Consultants). Haas et al. (2015) ajoutent que la mauvaise qualité de la matière secondaire (ou recyclée) peut conduire à augmenter la demande en matière vierge, c'est le cas du recyclage des fibres textiles des *blue jeans* Levi Strauss, ou simplement entrainer la production de produits moins chers engendrant un effet rebond (communication de Pré Consultants), c.-à-d. en produire plus. À son tour, Geyer et al. (2015) montrent par exemple que la distinction entre le recyclage en boucle ouverte ou fermée – indispensable dans le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) pour l'effet d'allocation – est une préférence aveugle puisque le bénéfice environnemental n'est pas intrinsèque au type de boucle. De même Cooper, D. R. et Gutowski (2017) rappellent que « réutiliser un produit ne garantit pas un bénéfice environnemental ». Par exemple certains produits, comme l'automobile, consomment de façon intensive de l'énergie à l'utilisation, mais l'évolution de la technologie améliorant leur efficacité énergétique, faisant en sorte que le coût environnemental de prolonger la durée de vie des modèles plus anciens surpasse celui de l'achat d'un nouveau.

[2] P. Bihouix parle de produits High-tech dont le recyclage est devenu compliqué, par opposition aux Low-tech qui sont réparables et modulaires. Selon lui, l'inefficacité des processus de recyclage nous conduit inévitablement à se pencher sur ces solutions et à modifier ainsi notre demande plutôt que l'offre dans notre économie.

1.3 Les postulats de la circularité

Certains chercheurs commencent à questionner les postulats de l'ÉC en dénonçant les conséquences potentielles de sa mise œuvre « aveugle ». Tout au long de cette thèse, nous distinguerons principalement deux types de situations d'arbitrage : (1) les situations d'arbitrage environnemental et (2) les effets d'échelle.

1. Un des postulats de l'ÉC soutient l'argument selon lequel augmenter la recirculation des matériaux et éviter l'utilisation de ressources vierges contribue systématiquement à diminuer les impacts sur l'environnement, c.-à-d. que les stratégies d'ÉC sont notablement présentées comme des mesures clés pour atténuer les changements climatiques (Fondation Ellen MacArthur & Material Economics, 2019). La hiérarchie des 3RVE préétablit ainsi la priorisation de l'effort de circularité sur la base d'un présupposé environnemental. Bien que cette heuristique soit probablement justifiée dans la plupart des cas, la littérature souligne quelques notables exceptions. Par exemple, Zink et Geyer (2018) avertissent que le recyclage ne fait que retarder l'incinération ou l'enfouissement des déchets. Geyer et al. (2015) démontrent que le recyclage en boucle fermée n'est pas nécessairement préférable au recyclage en boucle ouverte et que cela dépend de l'impact environnemental associé au matériau substitué. Ou encore Van Ewijk et Stegemann (2016) constatent l'inefficacité environnementale liée à l'application de la hiérarchie des 3RVE dans la mise en place de politiques publiques. Certains auteurs en économie écologique ont démontré dans le passé qu'une ÉC intégralement orientée sur la réduction des déchets est non seulement impossible (Georgescu-Roegen, 1971) mais également dommageable pour l'environnement (Nilsen, 2019).
2. Un second postulat en ÉC admet qu'améliorer la circularité d'un produit, d'un procédé ou d'une organisation constitue une trajectoire de progrès vers une ÉC. Par exemple, améliorer la circularité d'un produit signifie généralement réduire le bilan de matières vierges non renouvelables directement contenues dans la composition du produit, sans nécessairement inclure les flux d'arrière-plan (Geyer et al., 2015; Zink & Geyer, 2018), c.-à-d. les ressources matérielles et énergétiques mobilisées sur l'ensemble du cycle de vie du produit. Korhonen, Honkasalo, et al. (2018) constatent également la « physicalité » de l'économie et les écueils de la poursuite de l'efficience, menant ainsi à des déplacements de consommation ou des effets

rebonds (Zink & Geyer, 2017). Par exemple, Makov et Font Vivanco (2018) démontrent que l'existence du marché des téléphones intelligents de seconde main aux États-Unis ne substitue pas complètement la vente de téléphones neufs.

Mettre la lumière sur les situations d'arbitrage environnemental et les effets d'échelle est important pour sensibiliser la communauté scientifique aux enjeux liés à la mise en œuvre d'une ÉC. Mais pour que cet effort d'analyse soit systématiquement mis en pratique, il doit s'exprimer au travers des outils mobilisés pour l'implémentation de stratégies d'ÉC. Or la littérature présente une large panoplie d'outils dédiés à mesurer la performance circulaire, découlant d'une diversité d'approches et d'acteurs poursuivant des objectifs différents et menant ainsi à des pratiques parfois contradictoires. À la lumière des postulats de l'ÉC soulevés dans la littérature et de la demande de différents acteurs qui souhaitent se positionner sur le concept d'ÉC et qui se questionnent sur les outils à employer, une question fondamentale que soulève ce travail de recherche est la suivante :

Doit-on développer de nouveaux outils dédiés à l'ÉC ?

Si l'ACV est l'outil le plus largement employé pour mesurer la performance environnementale des différentes options de gestion des déchets (Finnveden, Johansson, Lind, & Moberg, 2005) et pour l'ÉC en général (Sassanelli, Rosa, Rocca, & Terzi, 2019), l'ÉC remet sur la table le sujet épineux de la comptabilisation des ressources qui continue de diviser la communauté ACV (Klinglmair, Sala, & Brandão, 2014). De plus, avec l'intérêt grandissant de l'industrie qui souhaite afficher ses efforts de circularité, de nouveaux indicateurs adaptés à leur échelle font leur apparition. Certains de ses outils sont développés par les compagnies elles-mêmes, comme Philips ou Enel parmi d'autres, par des observatoires ou des cabinets de conseil, comme la collaboration de la Fondation Ellen Macarthur avec Granta Design, ou par des universitaires. L'emploi de ces différents outils conduit parfois à des conclusions divergentes. Par exemple Walker, Coleman, Hodgson, Collins et Brimacombe (2018) démontrent la variabilité des résultats en testant différents outils sur le cas de la gestion des hydroliennes en fin de vie. Le Chapitre 2 fournit une analyse plus extensive de la littérature sur ces outils.

CHAPITRE 2 : REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Traditionnellement, évaluer la circularité consiste se présente sous la forme d'un ratio entre la quantité de matériau récupéré après usage et celle réintroduite dans un nouveau cycle d'utilisation, allant du taux de recyclage des matériaux au taux de réutilisation des produits. Cette approche réductrice de l'ÉC est légitimée par le premier principe de la thermodynamique, ou la loi de la conservation de la masse plus connue sous l'adage : « Rien ne se perd, rien ne se créer, tout se transforme ». Certains indicateurs de circularité intègrent la notion de temps en tenant compte par exemple des taux d'utilisation des produits, leur durée de vie ou le temps de résidence des matériaux dans l'économie.

Cependant, la littérature offre des propositions alternatives de comptabilisation des flux, qui peuvent alors être définis selon différentes caractéristiques : physiques (matière, énergie, eau), économiques (valeur des matériaux, produits ou selon le marché) ou encore environnementales. Ces approches plus complexes trouvent leur sens profond dans diverses interprétations (involontaires) du second principe de la thermodynamique en questionnant la disponibilité de la matière (et de l'énergie). Avec les lunettes de l'ÉC, c'est donc la disponibilité des ressources pour la société qui est questionnée (nous discutons cette assertion dans l'Annexe F). La Fondation Ellen Macarthur intègre dans sa définition de l'ÉC l'objectif de « maintenir la valeur et l'utilité des matériaux, composants et produits à travers le temps ». À la notion de temps, intrinsèquement liée à l'idée de pérennité, s'ajoute la notion de valeur des ressources disponibles pour la société et des matériaux en circulation.

Comme la littérature le suggère, il n'est pas clair si l'objectif premier de l'ÉC est de préserver les ressources ou de diminuer les impacts environnementaux. Or tous deux n'étant pas nécessairement corrélés, la pertinence d'une ÉC devrait inévitablement prendre la mesure de la performance environnementale. Entre masse, valeur, temps et dégradation de l'environnement, mesurer la circularité des flux de matière devient alors une tâche complexe et lourde de conséquences.

2.1 Revues de littérature et taxonomies des outils de mesure pour l'économie circulaire

Au cours de la dernière décennie, quelques articles de revue de littérature ont fourni une analyse critique des outils de mesure utilisés dans la littérature en ÉC afin de structurer un cadre d'analyse. Ces articles utilisaient différentes taxonomies faisant souvent référence à différentes caractéristiques de l'ÉC et à différentes parties prenantes. Le développement de nouveaux outils pour l'ÉC s'étant considérablement accéléré au cours de la dernière moitié de décennie, la chronologie des différentes revues de littératures présentées ici témoigne d'une diversité d'approches qui tendent pourtant à intégrer des critères similaires. Ghisellini, Cialani et Ulgiati (2016) ont été parmi les premiers à réaliser une revue extensive de la littérature sur l'ÉC, incluant une revue sur les indicateurs. À cette époque, en 2016, les auteurs ne relevaient pas plus de 10 indicateurs dédiés à l'ÉC. Saidani, Yannou, Leroy, Cluzel et Kendall (2018) ont été parmi les premiers à formuler une taxonomie en tant que telle sur la base des revues existantes, de nombreuses propositions ont été formulées à cette période et continuent d'être formulées. Nous en exposons ici les principales.

2.1.1 Classification employée dans les revues de littérature

Iacovidou, Velis, et al. (2017) proposent une distinction selon les indicateurs (désignés en tant que « métriques ») environnementaux, économiques, sociaux et techniques de l'ÉC, permettant ainsi une analyse plus globale des options nécessaires pour atteindre l'objectif global du développement durable. Les indicateurs environnementaux sont subdivisés en 5 catégories: (1) mesures des émissions de carbone, (2) polluants dans l'air, l'eau et les sols, (3) mesures de l'énergie, (4) mesures de l'épuisement des ressources et (5) mesures d'efficience. Les indicateurs techniques font référence à des informations sur la manière dont les propriétés physiques et fonctionnelles (et la valeur en conséquence) des matériaux, des composants et des produits sont affectées selon les voies de traitement en fin de vie.

Elia, Gnoni et Tornese (2017) ont procédé à un examen des méthodologies basées sur des indicateurs (désignés en tant qu'« indices ») de circularité afin de mesurer la pertinence environnementale des stratégies d'ÉC en fonction du paramètre à mesurer, à savoir les flux de

matière, les flux d'énergie, l'utilisation des sols et autres outils dont la méthodologie repose sur une approche cycle de vie. Les critères de sélection des outils reposent sur leur degré de reconnaissance et leur intégration ou non à une approche de cycle de vie. Les auteurs ont également examiné une littérature plus récente sur les indicateurs développés pour mesurer un le degré d'adoption de l'ÉC en tant que paradigme. Les indicateurs sont classés en fonction du niveau de mise en œuvre auquel ils se rapportent. Selon leur analyse, seuls 19% se tournent vers le niveau micro (entreprises et produits), 25% vers le méso (parcs industriels) et 56% vers le niveau macro (villes, régions et pays). Ils proposent également une analyse critique selon les caractéristiques de l'ÉC auxquelles ces outils répondent et qui ont été sélectionnées dans un rapport de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA, 2016): (1) réduction des intrants et de l'utilisation des ressources naturelles, (2) réduction des niveaux d'émission, (3) réduction des pertes de métaux précieux, (4) augmentation de la part des ressources renouvelables et recyclables et (5) augmentation la durabilité des biens.

La taxonomie proposée par Saidani et al. (2018) se base sur 10 catégories : on retrouve alors une classification selon l'échelle d'analyse (micro, méso ou macro), mais également selon le type de boucle (réutilisation, recyclage etc.), la performance reflétée (intrinsèque ou mesure impact), la perspective intégrée (potentielle ou réelle), l'utilisation (amélioration de procédé, communication etc.), la transversalité (spécifique à un secteur ou générique), la dimension (unique ou multiple), l'unité (mesure qualitative ou quantitative), le format proposé (formule, feuille de calcul, etc.) et l'origine (académique, observatoire, entreprise).

Parchomenko, Nelen, Gillabel et Rechberger (2019) à leur tour ont répertorié 63 outils d'évaluation de l'ÉC et défini leurs principales caractéristiques. Par exemple, parmi les 24 caractéristiques clés identifiées, l'élimination des déchets est la plus récurrente puisque 44 des 63 outils d'évaluation prennent en compte les déchets dans leur méthode de calcul. S'appuyant sur leur classification et la méthode d'analyse des correspondances multiples (*Multiple Correspondance Analysis* ou MCA), ils ont identifié trois regroupements d'indicateurs (désignés comme métriques): le groupe « efficacité des ressources », le groupe « stocks et flux de matières » qui est dominé par les caractéristiques de comptabilisation de l'Analyse des Flux de Matière (AFM) et le groupe « produit » mettant l'accent sur la longévité et la rétention de matière.

Récemment, Moraga et al. (2019) ont proposé un nouveau cadre de classification pour comprendre ce que les indicateurs existants mesurent spécifiquement. Ils suggèrent que les caractéristiques d'évaluation suivent deux dimensions principales: le quoi et le comment. La première dimension comprend 6 niveaux distincts: la fonction de préservation, le produit, le composant, le matériau, l'énergie intrinsèque ou aucune stratégie de préservation spécifique. Ces différents niveaux capturent ultimement les stratégies d'ÉC communes telles que l'économie de partage, les systèmes produit / service (SPS), la réutilisation, la « refabrication », le recyclage, l'incinération, etc. Ils distinguent en outre les indicateurs permettant de mesurer directement ou indirectement des stratégies spécifiques ou non spécifiques. La seconde dimension décline 3 portées différentes en fonction des « niveaux de pensée du cycle de vie » et de modélisation. Au niveau 0, les indicateurs mesurent les propriétés physiques d'un cycle technologique sans intégrer l'approche cycle de vie, en intégrant l'approche cycle de vie au niveau 1 et en intégrant les conséquences environnementales, économiques et sociales dans une chaîne de causes à effets au niveau 2. La seconde dimension intègre également l'échelle de mise en œuvre en proposant une hiérarchie progressive entre produit / service, compagnie, ville, région, pays et monde. Ils distinguent en outre le type d'équation, qu'il s'agisse d'un paramètre, d'un ratio, d'un indice ou d'un indicateur composite. Ils ont ainsi examiné 20 indicateurs à l'échelle micro pour l'évaluation de l'ÉC et concluent qu'aucun d'entre eux ne rend compte de la fonction des produits et des services.

Encore plus récemment, Kristensen et Mosgaard (2019) ont procédé à une revue de 30 outils de mesure de circularité à échelle micro, c.-à-d. à l'échelle produit et entreprise. Leurs résultats montent qu'une majorité de ces outils (méthodes d'analyse, indicateurs uniques ou multiples) sont issus du domaine académique entre 2017 et 2018. Les auteurs identifient les outils dédiés à mesurer la performance du recyclage, de la gestion en fin de vie, du reconditionnement, de l'efficience des ressources, du désassemblage, de l'extension de la durée de vie, de la gestion des déchets, de la réutilisation et relèvent également les outils multidimensionnels. Ils remarquent que la plupart des indicateurs (21 au total) focalisent sur un aspect spécifique de l'ÉC et manquent ainsi capturer toute la diversité de stratégies qu'offre l'ÉC. À l'inverse, les outils multidimensionnels manquent de pragmatisme dans leur utilisation. Les auteurs recommandent alors de développer un outil de mesure qui respecte la hiérarchie de priorisation de stratégies d'ÉC dans une perspective de « durabilité », notamment les 3 RVE. Nous commenterons plus largement cette recommandation formulée par Kristensen et Mosgaard (2019) dans le Chapitre 5.

2.1.2 Taxonomie et vocabulaire employés

Ce que l'on définit comme indicateur ici, c'est un outil d'évaluation et d'aide à la décision prenant la forme d'une grandeur spécifique observable. Par l'emploi du terme « indicateur » on désigne alors la résultante d'un processus calculatoire guidé par l'application d'une méthodologie spécifique et choisie en relation à un objectif. De façon générale, on désigne par « outil » toute version opérationnelle d'une méthode pouvant conduire à l'obtention d'un indicateur. Corona, Shen, Reike, Carreón et Worrell (2019) distinguent les outils de type « indice », qui font état de la circularité d'un système avec un chiffre généralement sans dimension, c.-à-d. un pourcentage ou un chiffre compris entre 0 et 1, des outils d'évaluation qui prennent la dimension d'un impact désigné (*burden* en anglais). Les indicateurs faisant état de la performance circulaire en tant que telle, ou le degré de circularité, prennent généralement la forme d'indices alors que les indicateurs mesurant les effets de l'ÉC prennent la dimension d'un impact choisi. Il convient finalement de définir l'échelle pour décrire le périmètre d'analyse sur lequel s'applique une méthodologie de calcul d'un indicateur.

La revue de littérature non exhaustive qui suit intègre la distinction classique des outils selon l'échelle à laquelle est défini leur périmètre d'analyse, i.e. nano, micro, méso et macro, et que l'on retrouve fréquemment dans les revues de littérature menées jusqu'à présent. Nous proposons également de mettre en opposition les outils antérieurs à l'apparition du concept d'ÉC, scientifiquement robustes et bien établis dans les pratiques courantes, et les nouvelles propositions d'outils spécifiquement dédiés à l'ÉC, s'apparentant à la proposition formulée chez Corona et al. (2019). On distingue alors (1) les outils robustes préexistant à l'apparition du concept d'ÉC, que nous explorerons dans la prochaine section, ainsi que (2) de nouvelles propositions formulées pour répondre au besoin d'outils dédiés à mesurer la circularité, dérivant parfois d'outils préexistants. On associe l'apparition du concept d'ÉC à une longue période qui s'étend depuis la publication de l'ouvrage de D. W. Pearce et R. K. Turner en 1990, ***Economics of resources and the natural environment,*** et dans lequel le terme est apparu pour la première fois, jusqu'à sa popularisation à travers l'apparition de la Fondation Ellen Macarthur en 2010. Certains des outils répertoriés dans la deuxième catégorie peuvent avoir existé avant l'apparition ou la popularisation du concept d'ÉC, mais ce que l'on cherche à démarquer ici c'est le niveau d'influence qu'a pu avoir le concept d'ÉC dans le développement de ces nouvelles propositions d'outils. Ce qui caractérise également cette deuxième catégorie, c'est leur manque d'ancrage et d'adoption générale dans la communauté

scientifique, souvent dû à une méthodologie de calcul trop exploratoire ou alors trop complexe. Comme décrit sur la Figure 2.1, on distingue les nouvelles propositions d'outils de la deuxième catégorie selon l'échelle à laquelle est défini leur périmètre d'analyse: nano, micro, méso et macro jusqu'à inclure la mesure des impacts sur l'écosphère et dont le périmètre d'analyse est variable selon l'emploi.

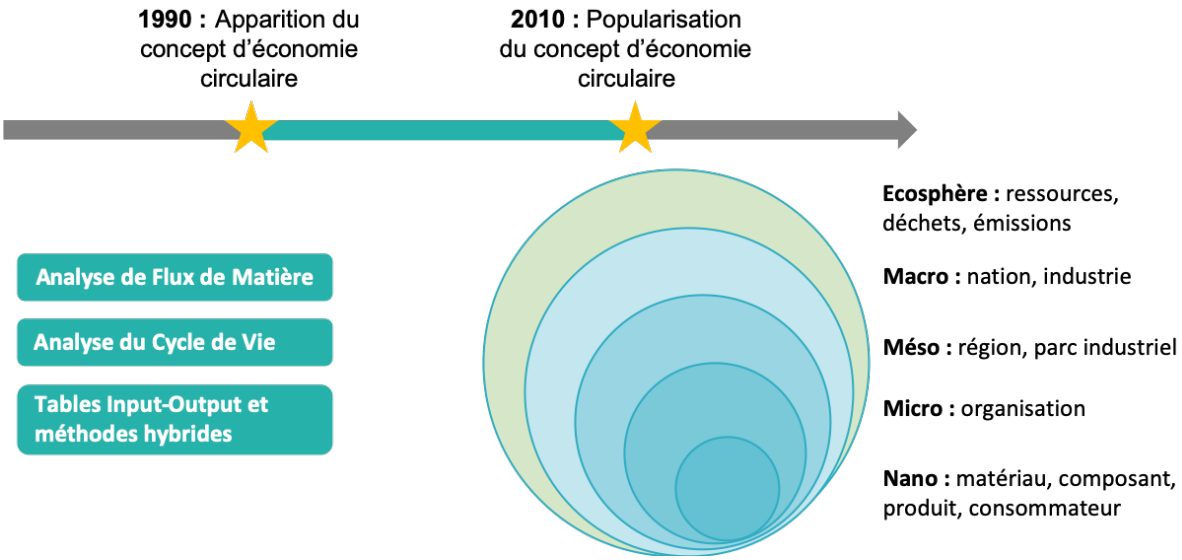

Figure 2.1: Organisation de la revue de littérature des outils pour l'ÉC

2.2 Les outils robustes préexistants à l'apparition du concept d'économie circulaire

2.2.1 L'Analyse de Flux de Matière

À l'heure où les politiques territoriales visent à réduire les impacts environnementaux liés à leurs activités économiques, l'Analyse de Flux de Matière (AFM ou MFA en anglais) fournit un cadre méthodologique pour comparer sur une même méthodologie de comptabilisation les métabolismes territoriaux. Les AFM permettent de comptabiliser 2 types de flux : la matière (en kg) et l'énergie

(en MJ)[3], l'eau faisant l'objet d'une analyse à part entière. En se basant sur la loi de conservation de masse (1ère loi de la thermodynamique), la comptabilisation des flux se réalise dans certains cas aux frontières d'un système borné par les limites administratives d'un territoire (Ministère de l'Écologie, 2014). L'AFM peut également s'appliquer à l'échelle de processus au-delà des frontières politiques ou géographiques, ou même une forme plus large pour étendre la comptabilisation des flux sur l'écosphère.

Deux familles de méthodes existent. La première consiste à agréger des données élémentaires selon une typologie des activités humaines distinguant : se nourrir, se laver, résider, travailler, communiquer et transporter (Brunner & Rechberger, 2004) alors que la seconde, plus communément admise et sur laquelle Eurostat base sa méthodologie, comptabilise les flux entrants et sortants d'un système sans se préoccuper des processus qui les unissent. L'AFM étendue à l'économie, appelée EW-MFA (pour *Economy-Wide Material Flow Analysis*) est une application particulière qui prend en compte le principe de territorialité des activités économiques pour correspondre à la comptabilité nationale (PIB, etc.) La classification proposée par Eurostat (2013) distingue ainsi les (1) prélèvements des (2) rejets.

1. Dans les stocks de ressources naturelles, on identifie les stocks de ressources renouvelables comme la biomasse cultivée (sylviculture, agriculture par exemple), non cultivée (forêt, chasse, pêche par exemple) et autres (aquaculture, élevage par exemple). Les énergies renouvelables ne sont pas considérées comme des stocks, mais comme des flux de ressources renouvelables, ce qui diffère c'est leur abondance (rayonnements solaires, vent ou vagues). Parmi les ressources non renouvelables, on distingue les minerais métalliques (ferreux et non-ferreux), les minerais non métalliques (craie, argile, sable et gravier par exemple) et les stocks de ressources énergétiques non renouvelables (charbon, pétrole et gaz principalement). Certaines ressources telles que l'oxygène n'ont pas (jusqu'à maintenant) de valeur marchande[4].

---

[3] Même si, comme nous en discuterons plus loin, l'énergie est avant tout de la matière, une ressource est dite énergétique dès lors que son extraction est réalisée dans l'objectif de produire de l'énergie.

[4] Il est possible en Chine d'acheter des bombonnes d'air. L'air nous apparait comme une ressource inépuisable et lui attribuer une valeur économique semble absurde jusqu'à ce qu'il vienne à nous manquer !

2. En ce qui concerne les rejets, on les caractérise suivant le milieu dans lequel ils sont émis[5]. Parmi ces émissions, celles dans l'air sont celles dont nous entendons le plus parler du fait qu'elles soient les premières responsables du dérèglement climatique. Les déchets municipaux et industriels sont les principales formes d'émissions dans le sol, ce que l'ÉC vise principalement à bannir. Enfin viennent les émissions dans l'eau (métaux lourds venant de l'industrie chimique, nitrogène et phosphore par exemple). La comptabilisation d'autres flux peut s'avérer bien plus difficile. De par la nature de leur usage, certains flux de matière se dissipent comme les fertilisants, les pesticides, les boues d'épuration ou les solvants, d'autres constituent des pertes dissipatives comme l'abrasion de la gomme des pneus sur les routes ou le lixiviat (liquide résiduel issu du ruissèlement des eaux à travers des matériaux) provenant du cuivre de toitures, des peintures ou des pipelines par exemple.

Le récent essor industriel de la Chine a confronté le pays à des problématiques environnementales bien plus rapidement que dans le reste du monde, et une certaine forme d'ÉC apparait maintenant vitale à l'économie du pays pour mieux gérer l'exploitation des ressources naturelles. En 2007 le NDRC (*National Development and Reform Commission*) a révélé ses indicateurs nationaux de circularité selon 4 groupes (Geng, Fu, Sarkis, & Xue, 2012): les flux de ressources sortants, les taux de consommation, les taux d'utilisation des ressources intégrées (flux bouclés) et les émissions et déchets. Les émissions de CO_2 n'y sont volontairement pas incluses car elles relèvent d'une politique de réduction des émissions à part entière menée par le MEP (*Ministry of Environmental Protection*). Le MEP regroupe donc 22 indicateurs macroscopiques et en sélectionne 12 pour l'évaluation à l'échelle mésoscopique pour les parcs industriels.

Haas et al. (2015) réalisent une AFM à échelle territoriale en utilisant la classification d'Eurostat pour faire état de la circularité à l'échelle européenne et mondiale, et parviennent à la conclusion que seuls 6% des matériaux transitant dans notre économie en 2005 étaient circulaires (Haas et al., 2015). Cependant, une bonne partie des flux de matériaux s'additionnent au stock et peuvent potentiellement être recyclés par la suite. En ce sens, la valeur de 6% est une vision très étroite et conservative du niveau de circularité. Notamment, 44% des ressources comptabilisées sont

[5] Ils constituent de la pollution au sens large puisqu'ils ne se trouvent plus dans leur état initial « stable » et prendront un certain temps avant d'y revenir. Les déchets constituent ainsi une forme d'externalité.

utilisées pour produire de l'énergie. Même si les ressources énergétiques sont avant tout de la matière, évaluer la circularité des ressources énergétiques sur une base massique est questionnable. Mayer et al. (2019) réalisent le même exercice à l'échelle de l'Europe des 27 et avec des données de 2014. Leurs résultats révèlent que 9,6% des matériaux entrant dans l'UE des 27 sont des matériaux secondaires, et donc circulaires (voir la figure ci-dessous).

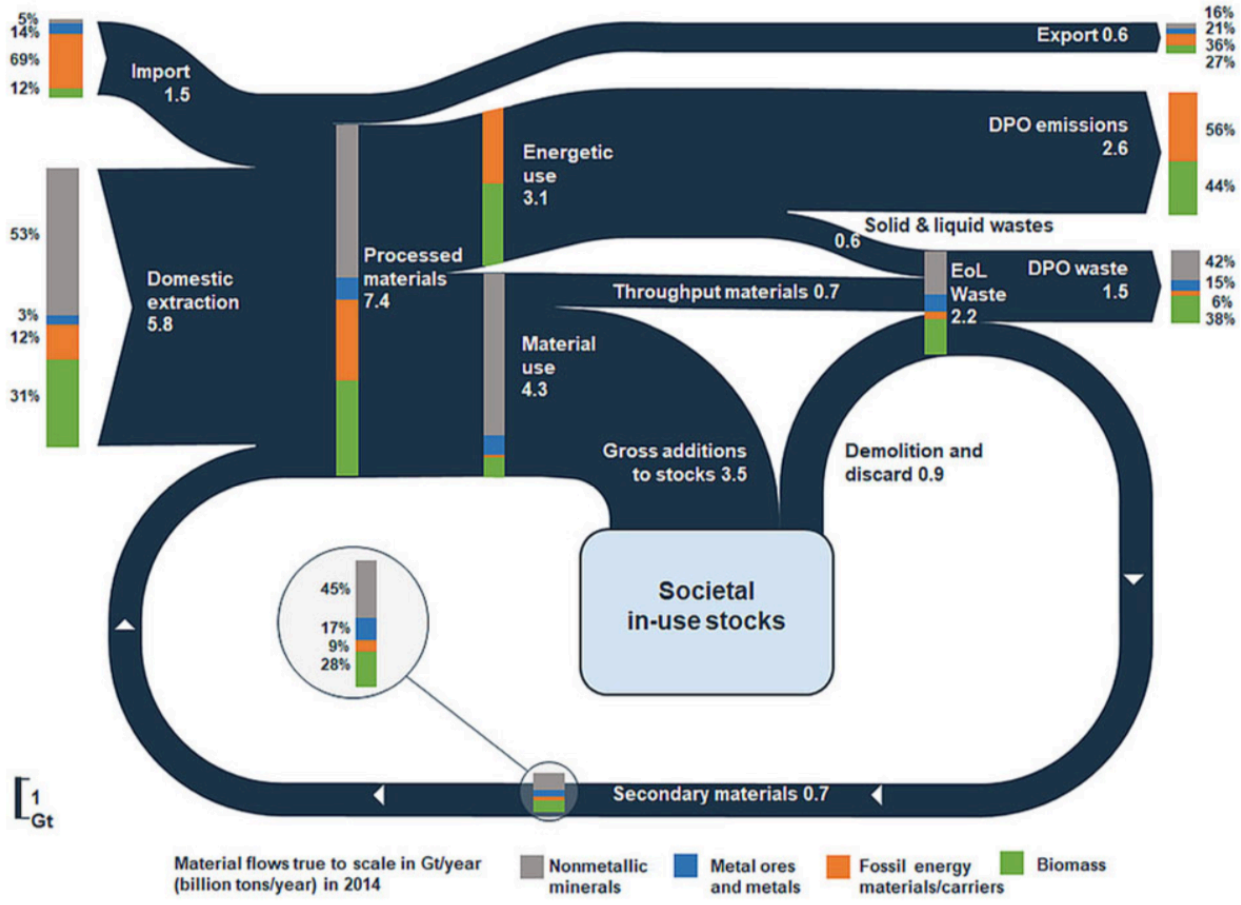

Figure 2.2: Diagramme de Sankey des flux de matériaux à travers l'économie européenne en 2014 (Tiré de Mayer et al., 2019).

2.2.2 L'Analyse du Cycle de Vie

En se focalisant sur la gestion des ressources, la pertinence environnementale des stratégies d'ÉC est parfois oubliée. L'ACV est alors un outil complémentaire et indispensable pour éclairer les choix des stratégies de bouclage des flux de matière et d'énergie et attester de la désirabilité

environnementale du changement des stratégies d'affaires par exemple. L'ACV est un outil d'évaluation normalisée selon ISO14044 permettant de réaliser un bilan environnemental sur le cycle de vie d'un produit, service, entreprise ou procédé, c.-à-d. depuis de l'acquisition des matières premières à la production, l'utilisation, le traitement en fin de vie, le recyclage et la mise au rebut (du berceau au tombeau). Les résultats d'une ACV prennent typiquement la forme d'une liste d'indicateurs qui peut être soit un inventaire des flux extraits depuis ou émis vers l'environnement (Inventaire du Cycle de Vie ou ICV) ou une forme agrégée de ces indicateurs témoignant des dommages causés sur des aires de protection (Analyse des Impacts du Cycle de Vie ou AICV) comme l'illustre la Figure 2.3.

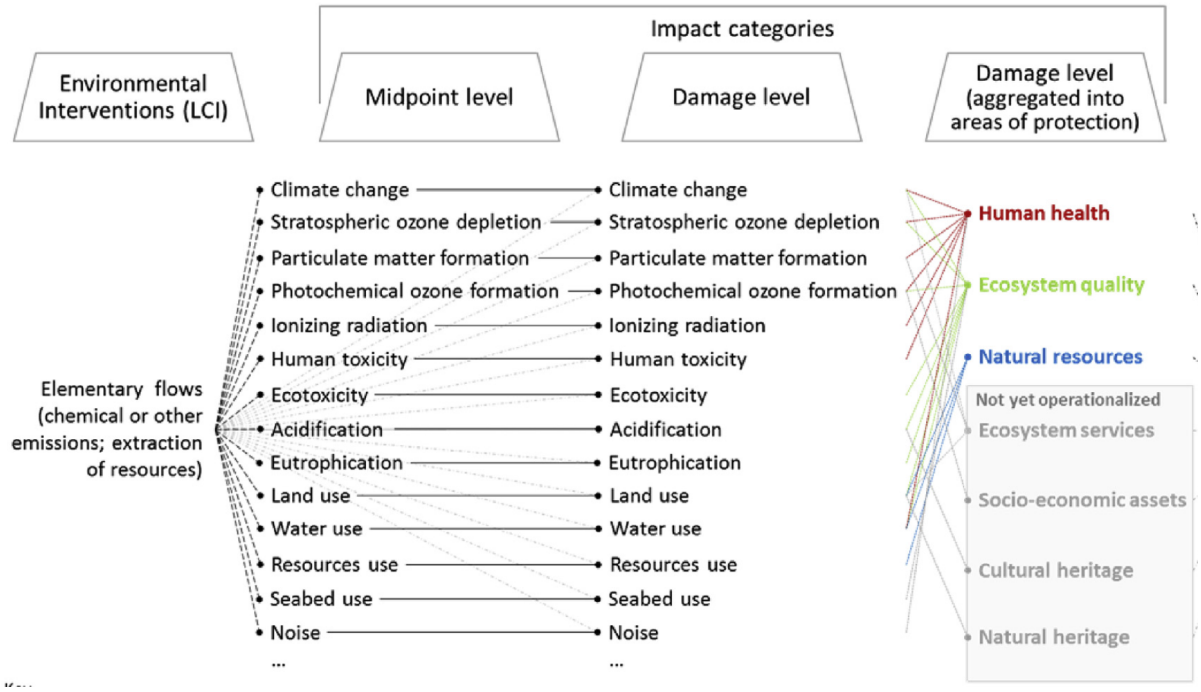

Figure 2.3: Caractérisation des impacts : de l'inventaire à l'agrégation en catégories d'impact orientés « problèmes » ou « dommages » sur les aires de protection, tiré de Verones et al. (2017).

L'ACV repose sur une méthodologie d'évaluation rigoureuse et son application dans un contexte d'ÉC pose des défis de modélisation très largement discutés dans la communauté ACV ; ISO 14044 n'émet d'ailleurs que des recommandations à ce sujet. En l'occurrence, la modélisation des stratégies d'ÉC repose bien souvent sur des scénarios prospectifs qui impliquent de faire des hypothèses de modélisation très incertaines. De plus, l'ÉC prône la multiplicité d'usage des produits – successifs dans le cas de la réutilisation ou simultanés dans le cas des objets

multifonctionnels – or un produit n'est parfois pas utilisé de la même façon d'un usage à un autre, dû à sa dégradation lors d'une seconde utilisation par exemple, et il devient alors difficile d'identifier sa réelle fonction. En visant à préserver les ressources naturelles, l'ÉC remet sur la table le sujet de la modélisation des impacts sur les ressources (Klinglmair et al., 2014) et nous parcourrons certaines de ces propositions dans la section 2.3.5. Mais un des défis majeurs que pose l'ÉC en ACV, réside dans la délimitation des frontières du système lorsque d'autres systèmes de produit viennent à être impliqués dans la mise en œuvre de stratégies d'ÉC.

2.2.2.1 Recyclage en boucle ouverte

Modéliser le recyclage en ACV peut s'effectuer selon différentes règles en fonction du type de cycle et de produit. Dans le cas des boucles fermées, le recyclage ou la réutilisation de déchets au sein du même système étudié ne pose pas de réel problème de modélisation. Cependant dans le cas d'un recyclage en boucle ouverte, le produit recyclé s'éloigne des frontières du système étudié et l'affectation des crédits du recyclage représente alors un défi de modélisation. ISO prévoit alors un ordre de priorisation des choix de modélisation que nous détaillons ici.

Parmi les principaux choix de modélisation, l'affectation (parfois désigné par le terme d'« allocation » directement importé de l'anglais) que nous détaillerons dans le prochain paragraphe, est pertinente lorsqu'inévitable ; l'éviter est donc la meilleure solution. L'éviter peut alors s'effectuer soit par subdivision des processus soit par extension des frontières du système selon ISO14044. Autrement dit, dès lors que la subdivision ne permet pas de distinguer des liens de causalité ni l'extension des frontières d'être utilisée, soit par manque de pertinence du procédé de substitution, soit par manque de données. D'autant que l'évitement du problème d'affectation des crédits du recyclage selon l'étape du cycle de vie (à la production ou à la fin de vie) par extension des frontières est encore discuté. Il existe alors différentes règles d'affectation pour quantifier la modification des propriétés d'un matériau lorsqu'un autre système de produit intervient. Ces règles se définissent notamment selon des critères physiques, comme la masse, ou des critères économiques se basant sur la valeur marchande de la matière en deuxième recours (Jolliet, Saadé, & Crettaz, 2010).

On identifie principalement quatre méthodes d'affectation du recyclage en ACV. Johnson, McMillan et Keoleian (2013) testent ces 4 méthodes d'affectation sur le cas du recyclage des

canettes d'aluminium, mais chacune d'elle se verra plus appropriée selon le cas d'étude. Si la méthode 1-MB (*Market Based* en anglais) est couramment utilisée au Royaume-Uni, aucune méthode ne fait l'unanimité au sein de la communauté scientifique. L'avantage des approches économiques d'affectation des impacts est qu'elles tiennent compte de la valeur de la matière secondaire. C'est notamment l'approche adoptée par défaut dans Ecoinvent (base de données vastement utilisée dans la réalisation d'ACV) pour l'affectation des coproduits. Ainsi la méthode MB se base donc sur la relation entre l'offre et la demande en matière recyclée pour intégrer l'élasticité des prix. L'approche 2-VCS (*Value-Corrected Substitution* en anglais), quant à elle, se base sur l'écart des prix entre la matière vierge et la matière secondaire et déduit alors les émissions liées à la production de matière vierge sur la base de cet écart.

La norme ISO14044 sur l'ACV préconise l'affectation selon les propriétés physiques en premier lieu mais n'impose pas une approche en particulier. Quoi qu'il en soit, le choix de la méthode d'affectation requiert inévitablement un jugement de valeur. Ainsi les méthodes basées sur les propriétés physiques, à savoir l'approche par 3-RC par contenu recyclé (*Recycled Content* en anglais) et 3- EOLR de recyclage en fin de vie (*End-of-Life Recycling* en anglais) diffèrent principalement dans leur mode de substitution. L'approche par contenu recyclé est régie par la demande, ce qui implique d'attribuer les bénéfices du recyclage à la production alors que l'approche par recyclage en fin de vie est régie par l'offre de matière secondaire et les bénéfices sont alors attribués à la fin de vie. On relève alors les différences suivantes (Johnson et al., 2013):

- La production de matière secondaire (ou recyclée) n'est pas affectée par la demande dans l'approche EOLR ;
- Le taux (ou l'efficacité) de recyclage en fin de vie affecte davantage l'approche EOLR que RC;
- Les changements des facteurs d'émission de la production primaire influencent l'ampleur des futurs crédits du recyclage dans l'approche EOLR. Il y a alors une incertitude sur l'intensité des émissions futures.

2.2.2.2 ACV conséquentielle

Du fait que l'ÉC implique d'opérer des changements systémiques, certains phénomènes d'échelle devraient être surveillés pour éviter de déplacer une problématique d'un système à un autre, comme

l'effet rebond par exemple. Pour répondre à ce défi de modélisation, l'ACV conséquentielle présente plusieurs avantages comparativement à l'ACV attributionnelle couramment utilisée. Elle permet d'aller au-delà des relations physiques d'un système, contrairement à l'ACV attributionnelle qui se fonde sur un bilan de masse des flux de matières, en intégrant des éléments de modélisation économique comme les relations intersectorielles et effets de marché, dépassant ainsi les frontières du système étudié (Earles & Halog, 2011). L'ACV conséquentielle tient alors compte de la réalité fonctionnelle des produits recyclés et des conséquences indirectes provoquées qui se trouvent être problématiques dans le choix des stratégies d'ÉC.

2.2.3 Les tables Input Output et méthodologies hybrides

Développée par W. Leontief, l'analyse entrée-sortie (*Input-Output* en anglais) fournit un cadre d'étude des échanges monétaires entre tous les secteurs industriels d'une région donnée, voire même mondialement. Elle permet d'identifier les flux de produits et services entre les industries qui produisent et celles qui consomment. Ces tables représentent alors les relations intersectorielles (matrice technologique). Les tables IO servent notamment à réaliser les modèles d'équilibre général calculables (*Computable General Equilibium* en anglais) discutés à la section 7.2.6.

L'emploi des tables IO peut être complété par une ACV pour fournir le même type de résultat qu'une ACV classique à l'échelle macroscopique (Miller & Blair, 2009) en comptabilisant les émissions d'une industrie. Cependant l'ACV se base sur des unités physiques (kg et MJ) alors que l'approche IO se base sur des unités monétaires ($). Suh et Heijungs (2007) ont toutefois montré que certaines opérations matricielles permettent l'emploi d'unités mixtes. En collectant les flux élémentaires, émis depuis et vers l'environnement, de chacune de ces industries dans une table à part (matrice environnementale), il est alors possible de calculer un inventaire du cycle de vie par dollar dépensé dans un secteur donné. De cette manière il est possible pour certaines industries de comptabiliser leurs émissions, comme l'impose désormais la loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999. On l'appelle alors une analyse entrée-sortie étendue à l'environnement (*Environmentally Extended IO Analysis* en anglais ou EEIOA).

Se basant sur la loi de conservation de masse des systèmes étudiés, l'AFM fournit un portrait du métabolisme d'un territoire incluant les flux relatifs aux activités humaines, ce qui exclut les composantes naturelles telles que l'eau, l'air et le sol. Un certain nombre d'efforts de recherche ont été consacrés à la recherche d'un équilibre entre les intrants, les produits et à la comptabilisation

des flux indirects, mais ces efforts n'ont pas encore été réalisés à l'échelle internationale. Les indicateurs faisant référence aux flux indirects, comme par exemple les équivalents matières premières (*Raw Material Equivalent* ou RME en anglais) et les flux non utilisés, comme la consommation totale de matières (en anglais *Total Material Consumption* ou TMC) sont nécessaires pour faire apparaitre les évolutions possibles de la charge environnementale résultant du commerce international (Fischer‐Kowalski et al., 2011). Harmoniser les approches IO et AFM pour inclure les flux indirects dans la comptabilisation des flux de matière permet alors de comptabiliser tous les matériaux nécessaires le long d'une chaîne de production pour fabriquer un produit. De plus, le désavantage de l'approche IO est qu'elle se focalise sur la chaine de fournisseur et pas sur la phase d'utilisation ni de gestion des déchets (Jolliet et al., 2010). En combinant AFM et IO, la méthodologie WIO (*Waste Input-Output*) permet d'intégrer le recyclage en tant que secteur dans les tables IO (Duchin & Levine, 2010; Eckelman, Reck, & Graedel, 2012).

De manière générale, l'objectif de combiner différents outils est de palier aux limites de l'une grâce aux apports de l'autre. Ainsi, combiner ACV, MFA et IO permettrait de développer une analyse des flux de matière et d'énergie étendue sur l'ensemble de l'activité économique (en incluant les filières de recyclage) ainsi que les impacts sur l'environnement.

Tableau 2.1: Synthèse des méthodes et indicateurs dérivés de l'écologie industrielle.

Méthode	Indicateur (*version anglaise*)
Analyse du Cycle de Vie	*Raw Material Consumption* (RMC), Inventaire du Cycle de Vie (ICV), Analyse des Impacts du Cycle de Vie (AICV)
Tables IO et extensions environnementales	*Raw Material Consumption* (RMC), *Material Footprint* (MF), *Waste ratio*, Inventaire du Cycle de Vie (ICV), Analyse des Impacts du Cycle de Vie (AICV)
Analyse de Flux de Matière	*Direct Material Input* (DMI), *Total Material Requirement* (TMR), *Total Domestic Output* (TDO), *Domestic Material Consumption* (DMC), *Processed Material* (PM), *Raw Material Consumption* (RMC), *Material Footprint* (MF), *Net Addition to Stock* (NAS)

2.3 Les outils développés en réponse à l'apparition du concept d'économie circulaire

2.3.1 L'échelle de la matière

Très similaire à un taux de recyclage simple, l'indice de rendement circulaire (*Circular Economy Index* ou CEI) proposé par Di Maio et Rem (2015) est le rapport entre la valeur de la matière produite par le recycleur (valeur marchande) et la valeur de la matière entrant dans l'installation de recyclage. Park et Chertow (2014) ont proposé une approche plus proche de la réalité technique avec un indicateur de potentiel de ressources (*Resource Potential Indicator* ou RPI). Il s'agit du ratio de la masse de matière économiquement récupérable, selon la technologie disponible, à la masse totale de déchet de matière. Le mot « potentiel » désigne la capacité maximale idéale pour la réutilisation d'une matière, principalement d'un point de vue technologique. Figge, Givry, Canning, Franklin-Johnson et Thorpe (2017) ont proposé de mesurer l'éco-efficience des ressources vierges (*Eco-Efficiency of Virgin Resources* ou EEVR), reconnaissant que l'éco-efficience au niveau microéconomique aidait les décisions prises par les acteurs individuels,

l'EEVR combinant les valeurs de la ressource selon les cycles successifs d'utilisation depuis l'extraction jusqu'à la fin de vie.

2.3.2 L'échelle du composant et du produit

L'indicateur de circularité des matériaux (*Material Circularity Indicator* ou MCI) développé par la Ellen MacArthur Foundation et Granta Design (2015) mesure pour un produit spécifique « la mesure dans laquelle le flux linéaire a été minimisé et le flux de restauration maximisé pour ses composants, et combien de temps il est utilisé et/ou à quelle intensité par comparaison à un produit similaire du secteur ». Il est souvent considéré comme la meilleure tentative de prise en compte de la longévité du produit. Il n'est cependant pas le seul indicateur à le faire. Partant de l'idée que l'ÉC se concentre sur la création de valeur par la rétention de matière, Franklin-Johnson, Figge et Canning (2016) ont proposé un indicateur de longévité permettant de mesurer la durée de vie des ressources au fil des cycles d'utilisation successifs, le résultat étant exprimé en unités de temps et tenant compte de la fraction des matériaux récupérés et de la durée de leur utilisation successive. Certains indicateurs ne traitent pas spécifiquement du niveau de performance, mais traitent plutôt du potentiel de circularité. Par exemple, Vanegas et al. (2017) ont proposé un indicateur de facilité de désassemblage (*Ease of Disassembly Metric* ou EDiM) basé sur le calcul du temps de désassemblage à partir d'une technique de séquençage des opérations (*Maynard Operation Sequence Technique* ou MOST).

Linder, Sarasini et Loon (2017) ont proposé un indicateur de circularité à l'échelle du produit utilisant les coûts successifs engendrés sur la chaîne de valeur pour calculer le ratio de la valeur économique « recirculée » sur la valeur totale du produit. Dans la même lignée, l'indice de recyclage des matériaux (*Material Recycling Index* ou MRI) de van Schaik et Reuter (2016) est un outil créé pour visualiser le taux de recyclage d'un produit en exprimant le taux de recyclage de chacun de ses composants.

Dewulf, J. et Van Langenhove (2005) ont proposé un ensemble de 5 indicateurs basés sur les principes de l'écologie industrielle et l'application de la 2nde loi de la thermodynamique: (1) la « renouvelabilité » des ressources; (2) toxicité des émissions générées; (3) entrée de matériaux usagés; (4) la possibilité de récupération des produits à la fin de leur utilisation; (5) efficacité technologique. Les valeurs se basent sur l'analyse éxergétique (que l'on détaillera plus loin dans la section 2.3.5) et découlent de l'application de la méthodologie de l'ACV.

Ardente et Mathieux (2014) proposent d'évaluer l'efficience en ressources des produits (*Resource Efficiency Assessment of Products* or REAPro) des produits consommateurs d'énergie en mettant particulièrement l'accent sur leur fin de vie. La méthode identifie des points chauds pour les trois critères suivants: contenu recyclé et réutilisabilité / « recyclabilité » / « récupérabilité », exprimés à la fois en termes de masse et d'impacts environnementaux, et l'utilisation de substances dangereuses. Les deux premiers critères sont évalués quantitativement tandis que le troisième est évalué qualitativement.

Concernant les outils de mesure qualitatifs, Flipsen, Bakker et van Bohemen (2016) ont proposé d'évaluer la facilité de réparation d'un produit au moyen d'un indicateur de « réparabilité » basé sur une évaluation par un ensemble de participants à un test et remplissant une liste de contrôle de réparabilité. Le tableau de bord (appelé iFixiT) est une liste de 15 questions binaires auxquelles les participants répondent en démantelant le produit en question. Le prototype d'indicateur en ÉC (*Circular Economy Indicator Prototype* ou CEIP) proposé par Cayzer, Griffiths et Beghetto (2017) repose également sur « test produit » par les participants, mais les questions sont orientées sur le niveau de correspondance avec les principes de la Fondation Ellen Macarthur en suivant les étapes du cycle de vie du produit. La boîte à outils pour l'ÉC (*Circular Economy Toolkit* ou CET) développée à l'Université de Cambridge est un test en ligne qui comprend 33 questions évaluant le potentiel d'amélioration des produits en matière de circularité.

Au niveau processus, Iacovidou, Millward-Hopkins, et al. (2017) proposent un outil d'optimisation de valeur complexe pour la récupération de ressources (*Complex Value Optimization for Resource Recovery* ou CVORR) pour évaluer la manière dont la valeur est créée, détruite et distribuée lors de la récupération des ressources à partir de systèmes de traitement des déchets. L'outil se compose d'une suite d'indicateurs basés sur les dimensions environnementale, économique, sociale et technique et nécessite ultimement une analyse de décision multicritère (*Multi Criteria Decision Analysis* ou MCDA).

2.3.3 L'échelle de l'entreprise

Le MCI est également applicable au niveau de l'entreprise par différentes méthodes d'agrégation des MCI au niveau produit imaginables. L'approche de pondération peut alors être basée sur la

masse ou le revenu. À l'échelle de l'entreprise, on trouve également l'indice composite d'efficacité circulaire (*Circular Economy Efficiency Composite Index* ou CEECI) proposé par Ma, S.-h., Wen, Chen et Wen (2014) reposant sur quatre indicateurs principaux: le niveau d'équipement utilisé, le niveau d'utilisation des matériaux, le niveau d'émission de polluants, le niveau de consommation des ressources et les performances de l'entreprise sont systématiquement comparés à la moyenne du secteur. Le système d'indicateurs d'évaluation mis au point par Zhou, Chen et Xiao (2013) prend en compte le coût de la perte de ressources et le coût des dommages environnementaux sur un ensemble de 13 indicateurs.

Plus récemment, le *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) a formulé une proposition d'outil dédié à mesurer la circularité d'une entreprise avec une structure calculatoire assez semblable à celle du MCI. Ils proposent toutefois d'intégrer les matériaux renouvelables dans la comptabilisation des flux circulaires entrants et de nuancer l'approche de comptabilisation des flux sortants en distinguant ce qui est réellement récupéré de ce qui est potentiellement récupérable, encourageant ainsi à intégrer les principes d'ÉC dès la conception.

L'outil *Circle Assessment* développée par Circle Economy et PGGM évalue la performance circulaire des stratégies commerciales à l'aide d'un portefeuille d'indicateurs reposant sur 7 éléments clés: hiérarchiser les ressources régénératrices, préserver et étendre ce qui a déjà été fabriqué, utiliser les déchets comme une ressource, conception pour X (réparation, réutilisation, recyclage, etc..), collaborer pour créer de la valeur commune, repenser le modèle commercial et intégrer la technologie numérique.

2.3.4 L'échelle industrielle et régionale

Différentes méthodes de comptabilisation et de catégorisation des flux issues de l'Analyse de Flux de Matières à l'échelle d'une économie (EW-MFA déjà évoqué dans la section 2.2.1) ont été proposées dans différents contextes, par exemple Eurostat (2013) en Europe, Moriguchi (2007) au Japon ou Geng et al. (2012) en Chine.

En Chine, la Commission Nationale du Développement et de la Réforme a publié une série d'indicateurs d'évaluation de l'ÉC chinoise, conçus pour promouvoir l'application de l'ÉC, évaluer la performance générale de la pratique de l'ÉC et soutenir le processus décisionnel en matière

d'ÉC. L'AFM a été utilisée comme principale approche pour l'élaboration des indicateurs, tandis que d'autres approches ont également été adoptées afin de mesurer les performances environnementales liées aux performances économiques, notamment en ce qui concerne l'utilisation de l'eau et de l'énergie et la production de déchets. Sept indicateurs évaluent les performances circulaires des parcs industriels suivant les mêmes catégories que celles élaborées pour une évaluation à l'échelle nationale. Développé principalement pour les industries énergivores en Chine, le système d'indicateurs de conservation de l'énergie mis au point par Li et Su (2012) est un système d'évaluation multiobjectifs orienté économie-environnement-écologie visant une utilisation extrêmement efficace des ressources.

Développé pour évaluer la gestion des ressources dans le contexte d'une ville zéro déchet, le *Zero Waste Index* (ZWI) proposé par Zaman et Lehmann (2013) est un outil prospectif sur la quantité de matière vierge, d'énergie, d'eau et de gaz à effet de serre substitués par les ressources récupérées à partir de flux de déchets. En prenant en compte la substitution de matière vierge par les systèmes de gestion des déchets, le ZWI représente un meilleur moyen d'évaluer l'épuisement des ressources naturelles que l'indice classique de récupération des déchets.

Comme mentionné ci-dessus, le système d'indicateurs d'évaluation de l'ÉC en Chine fournit également une gamme plus large d'indicateurs pour l'analyse au niveau régional et même national. Les deux ensembles d'indicateurs contiennent quatre catégories: les extrants de ressources, la consommation de ressources, l'utilisation intégrée des ressources et les indicateurs d'élimination des déchets / émissions de polluants. L'Office statistique de la Commission Européenne (Eurostat), ainsi que le gouvernement japonais, ont proposé un système d'indicateurs fondé sur la méthodologie de l'AFM appliqué à l'ensemble de l'économie (Eurostat, 2013). Ying et Wen-Ping (2015) ont proposé d'évaluer les stades de déploiement de l'ÉC dans une région sur la base de l'équation IPAT, où PAT représente le produit de la population, du PIB / habitant et de l'impact / PIB, et I est employé comme indicateur d'impact se rapportant alternativement à la consommation d'énergie et à la production de déchets. Lu et Mao (2003) ont suggéré d'utiliser la même structure de calcul à partir de l'équation IPAT pour évaluer les émissions totales de COD (*Chemical Oxygen Demand*) et de SO_2 pour une région. Nous construisons sur cette même base d'utilisation de l'IPAT au Chapitre 6.

2.3.5 Mesure d'impact sur les ressources

Étant donné que le bouclage des flux de matière nécessite de l'énergie, certaines méthodologies d'évaluation de l'ÉC suggèrent de se concentrer sur la consommation d'énergie des stratégies d'ÉC. Par exemple, Gutowski et al. (2013) ont proposé d'agréger les besoins en énergie pour la production primaire et secondaire (recyclée) d'un matériau donné en un indicateur afin d'exprimer l'intensité énergétique sur le cycle de vie d'un matériau.

L'évaluation de la criticité des métaux de Graedel, T. E. et al. (2012) (voir aussi (Graedel, T., Harper, Nassar, Nuss, & Reck, 2015) pour les métalloïdes et (Nassar, Du, & Graedel, 2015) pour les terres rares) propose un cadre d'analyse plus large que la simple consommation des ressources. Ils proposent une représentation en 3 dimensions selon les risques d'approvisionnement, de la vulnérabilité aux restrictions d'approvisionnement et des incidences sur l'environnement. Sonnemann, Gemechu, Adibi, De Bruille et Bulle (2015) ont élaboré à partir de cette proposition dans le cadre d'Analyse de Durabilité du Cycle de Vie (*Life Cycle Sustainability Assessment* ou LCSA).

La plupart des études faisant référence aux impacts sur l'écosphère sont des approches basées sur l'ACV. Par exemple, Schneider et al. (2014) ont suggéré d'étendre le point focal des Aires de Protection (AoP) « pour inclure l'offre limitée (rareté) de ressources causées par des contraintes ou des risques économiques (politiques par exemple) ou sociologiques (par la violation des droits de l'homme par exemple) ». Parmi les indicateurs proposés, le potentiel de rareté des ressources économiques (*Economic resource Scarcity Potential* ou ESP), complètent les indicateurs existants proposés par les modèles d'ACV – avec de nouvelles catégories d'impact et de nouveaux modèles de caractérisation – en intégrant une approche économique sur la capacité d'approvisionnement en ressources. Stewart et Weidema (2005) ont exploré les principes fondamentaux de la quantification de l'épuisement des ressources et ont proposé un cadre pour quantifier la fonctionnalité des ressources, affirmant que l'utilisation dissipative et l'élimination des matériaux devraient être intégrées aux modèles d'ACV. Ils suggèrent ainsi 2 variables clés: la limite ultime de qualité des ressources, qui peut être déterminée théoriquement à l'aide de la thermodynamique et la technologie de sauvegarde (*backup technologies* en anglais), qui repose sur la faisabilité économique de remplacer les intrants actuels du système de produits par des intrants de qualité supérieure. S'appuyant sur la même idée d'évaluer la qualité des ressources, certaines études

suggèrent d'aborder cette question dans les modèles d'ACV en utilisant des données basées sur la thermodynamique. Plusieurs études menées par J. Dewulf ont utilisé l'analyse exergétique.

L'éxergie répond par définition à la 2nde loi de la thermodynamique en caractérisant la qualité de l'énergie ou ce qui est considéré comme l'énergie utile ; c'est la quantité maximale de travail que l'on peut obtenir à partir d'un ensemble de matériaux en tenant compte du contexte. Elle permet ainsi de tenir compte à la fois, du contenu énergétique d'une ressource et de l'état de concentration de la matière. La mesure de l'éxergie est parfois prise pour évaluer la conservation des propriétés physiques des matériaux.

Par exemple, Bösch, Hellweg, Huijbregts et Frischknecht (2007) proposent un outil d'évaluation de la demande cumulative d'éxergie (*Cumulative Exergy Demand* ou CExD) pour quantifier la qualité des ressources selon la performance des technologies de valorisation. Une autre approche, proposée notamment par Dewulf, J. et al. (2007), consiste à quantifier la privation d'éxergie à l'environnement, comme l'extraction cumulative d'éxergie du milieu naturel (*Cumulative Exergy Extracted from the Natural Environment* ou CEENE). Huysman, De Schaepmeester, Ragaert, Dewulf et De Meester (2017) ont utilisé le CEENE pour évaluer les bénéfices environnementaux des processus de recyclage du plastique en circuit ouvert et fermé dans un indicateur de performance d'ÉC (*Circular economy Performance Indicator* ou CPI). Le CPI donne le rapport entre les bénéfices environnementaux (CEENE) de la fin de vie réelle et idéale, ce dernier étant défini selon la qualité du matériau.

2.3.6 Synthèse critique des outils

À l'issue de cette revue des indicateurs de circularité, nous pouvons faire plusieurs constats. La diversité des outils explorés ici illustre toute l'étendue du « parapluie » de l'ÉC et toute la difficulté d'en dégager un cadre analytique homogène et cohérent. Cependant, au-delà de la distinction selon les échelles que définissent les paramètres d'analyse, nous pouvons faire une première distinction claire entre les indicateurs de type (1) « degré de circularité » et (2) « effets de la circularité », confirmant ainsi la thèse de Corona et al. (2019) tentant de répondre respectivement aux questions suivantes : (1) À quel point sommes-nous bons pour implanter des stratégies de circularité? (2) Dans quelle mesure les stratégies de circularité impactent positivement l'écosphère ?

La première catégorie se réfère spécifiquement aux attributs de circularité, tels que la recyclabilité ou le nombre de réutilisations, et se positionne ainsi face aux attentes de divers acteurs pour mesurer leurs progrès réalisés sur ce nouveau concept. On peut distinguer principalement quatre grandes catégories d'attributs de circularité :

- Utiliser des ressources renouvelables (ou durables) : utiliser seulement des ressources qui puissent être continuellement régénérées ;
- Lier les chaînes de valeur : minimiser la destruction de la ressource en liant les déchets à un autre processus pour lesquels ils seront les entrants ;
- Étendre le cycle de vie : garder les produits dans l'économie plus longtemps afin de satisfaire une demande plus grande sans avoir besoin de ressources supplémentaires ;
- Plus (ou mieux) utiliser les actifs matériels : éliminer les temps d'inactivité pour les produits afin qu'un nombre croissant d'utilisateurs puissent bénéficier d'un même volume de marchandises.

Alors que la deuxième catégorie rappelle que l'objectif poursuivi ultimement reste inchangé depuis l'apparition et la popularisation du concept d'ÉC, c.-à-d. protéger l'écosphère, ni les moyens proposés pour y parvenir ne changent ; l'ÉC pose simplement un repère plus proche de la réalité des acteurs économiques dans la poursuite d'une durabilité environnementale. Selon cette dernière approche, le degré de circularité d'un système n'apparait plus que comme un paramètre au service d'une cause (environnementale) que l'on cherche à quantifier. Finalement, la différence majeure entre ces deux approches repose donc sur la finalité des outils. On distinguera alors essentiellement les indicateurs de « consommation » visant à quantifier des intrants de ressources et les indicateurs de type « émissions » quantifiant les flux émis vers l'écosphère.

Il est important de noter que ces deux grandes catégories ne sont pas mutuellement exclusives, c.-à-d. qu'un indicateur peut aussi bien quantifier un taux de recyclage et lui donner la forme d'une mesure d'impact sur l'environnement. De la même façon que l'on quantifie les émissions de GES évitées grâce au recyclage d'un métal par exemple, un indicateur quantifie les impacts sur l'écosphère en intégrant un ou des attributs de circularité, qui se trouvent alors être des paramètres clés pour la réalisation de la mesure.

Le Tableau 2.2 répertorie les indicateurs parcourus dans la revue de littérature selon les attributs de circularité qu'ils capturent (les paramètres) et les impacts mesurés. Nous avons proposé un survol de certains outils qualitatifs, mais nous ne les avons pas reportés ici, car ils ne font pas l'objet de l'étude dans le contexte de ce travail de recherche. Notons qu'aucun des outils répertoriés ne propose de capturer l'ensemble des attributs de circularité et de les traduire en termes d'impact sur l'écosphère. L'ACV cependant satisfait une bonne partie de ces critères.

Tableau 2.2: Tableau récapitulatif des indicateurs selon les paramètres et impacts mesurés.

			Paramètre mesuré (ou attribut de circularité)				**Impact mesuré**	
Échelle	**Auteur**	**Outil**	Utiliser des ressources renouvelables	Lier les chaines de valeur	Étendre le cycle de vie	Utiliser d'avantage les actifs matériels	Ressource	Impact environnemental
Nano	Di Maio and Rem, 2015	CEI		X				
	Park and Chertow, 2014	RPI		X				
	Figge et al., 2017	EEVR		X				X
Micro	Ellen Macarthur and Granta Design, 2016	MCI		X	X	X		
	Franklin-Johnson et al., 2016	Longevity		X	X			
	Vanegas et al., 2017	EDiM		X	X			
	Linder et al., 2017	Product-level circularity metric		X				
	van Shaik and Reuter, 2016	MRI		X				

Tableau 2.3: Tableau récapitulatif des indicateurs selon les paramètres et impacts mesurés. (Suite et fin)

			Paramètre mesuré (ou attribut de circularité)				**Impact mesuré**	
Échelle	**Auteur**	**Outil**	Utiliser des ressources renouvelables	Lier les chaines de valeur	Étendre le cycle de vie	Utiliser d'avantage les actifs matériels	Ressource	Impact environnemental
Micro	Dewulf, 2005	Exergy-based indicators	X	X			X	X
	Ardente et Mathieux, 2014	REAPro		X			X	X
	WBCSD, 2019	CTI	X	X				
Méso	Zaman et al., 2013	Zero waste index		X			X	X
Ressources	Gutowski et al., 2013	Intensité énergétique des matériaux		X			X	
	Graedel et al., 2012, Adibi (2017)	Criticité, GRI	X	(X)			X	X
	Dewulf and other	Exergy, CExD et CEENE					X	
	Huysman et al., 2017	CPI		X			X	X

CHAPITRE 3 : DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE ET ORGANISATION GÉNÉRALE DU DOCUMENT INDIQUANT LA COHÉRENCE DES ARTICLES PAR RAPPORT AUX OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

Ce court chapitre fait le lien explicite entre la problématique, les objectifs de la thèse et le contenu des articles exposés dans les chapitres suivants. La méthodologie spécifique adoptée à chacune des étapes de ce travail de recherche étant déjà exposée dans les Chapitres 4, 5 et 6, nous exposons ici le cadre méthodologique aligné avec l'objectif général de cette thèse.

3.1 Problématique

Comme l'illustre le Chapitre 2, une littérature récente propose de nouveaux outils dédiés à mesurer la performance circulaire alors que certains indicateurs se basent sur l'utilisation d'outils plus anciens et bien ancrés scientifiquement pour en mesurer les bénéfices sur l'environnement. À la question soulevée en introduction « doit-on développer de nouveaux outils dédiés à l'ÉC ? » la revue de la littérature semble suggérer que oui, car toute l'étendue du « parapluie » de l'ÉC semble à ce jour difficile à capturer sous la forme d'un indicateur unique, ni ne semble s'accorder sur un cadre méthodologique consensuel ; aucun outil ne permet (1) de capturer tout l'éventail des stratégies incarnées par l'ÉC, (2) d'avoir un regard un sur les situations d'arbitrage ni (3) d'intégrer les effets d'échelle.

Définir un indicateur de circularité implique nécessairement de définir l'objectif derrière l'initiative : augmenter ou réduire le score selon ce que l'indicateur mesure. Or la revue de la littérature présentée précédemment montre que le choix d'indicateur pour mesurer le niveau de circularité varie selon l'objectif affiché, par exemple augmenter la durée de vie ou préserver la valeur, diminuer l'utilisation de matériaux ou diminuer les émissions de GES, et la méthodologie change selon le périmètre d'étude, défini par exemple selon le matériau, le composant, le produit ou le marché. Le choix de l'indicateur implique donc de faire un choix méthodologique dépendamment de l'outil mobilisé. Par exemple, l'ACV est un outil dont la méthodologie appliquée peut largement varier dans un contexte d'ÉC comme nous l'avons vu à la section 2.2.1. Or le choix de l'outil est crucial pour que les situations d'arbitrage (*trade-offs* en anglais) et les effets d'échelle

puissent au moins être mesurés pour être maitrisés et garantir un progrès vers une économie durable.

Pour répondre à la question centrale de cette thèse, qui est de savoir si de nouveaux outils doivent être développés spécifiquement en réponse à l'apparition du concept d'ÉC, la présente thèse s'appuie sur l'hypothèse fondamentale suivante : on ne peut qualifier de « circulaire » seulement une stratégie ou un politique qui engendre un impact positif en termes de durabilité environnementale pour la société. On entend par « durabilité environnementale » la préservation du capital naturel au sens du principe de durabilité forte assumant la non-substituabilité des dimensions environnementales (Neumayer, 2003), c.-à-d. que la résolution d'un problème environnemental ne peut pas remplacer la création d'un autre. Ce que l'on entend par « impact positif […] pour la société » c'est que l'échelle perçue des impacts d'adopter une stratégie d'ÉC ne doit pas s'arrêter aux frontières d'un système défini à plus petite échelle que sa portée réelle, comme l'effet d'une compagnie sur un marché ou d'une politique publique une industrie par exemple. En d'autres termes, la question et de savoir si les outils existants permettent de veiller à ce que les deux postulats de circularité exposés à la section 1.3 soient vérifiés (ou non). La formulation des questions suivantes a pour but de nous aider à y répondre :

1. À quel(s) type(s) de situations d'arbitrage une stratégie d'ÉC peut conduire et comment les identifier ? Est-ce que les outils existants permettent de les identifier ?

   1.1. Qu'est-ce que l'ACV révèle sur ces situations d'arbitrage ?

   1.2. Qu'est-ce que l'ACV manque de capturer sur ces situations d'arbitrage ?

2. Quels outils / méthodes / approches faut-il employer pour prendre en compte ces situations indésirables ? Comment les outils existants devraient-ils être améliorés pour prévenir ces situations indésirables ?

3.2 Objectifs de l'étude

La présente thèse s'inscrit dans un mouvement critique des postulats de circularité tels que nous les avons évoqués précédemment, c.-à-d. les situations d'arbitrage environnemental et les effets d'échelle. À travers la formulation d'un cadre méthodologique pour mesurer les progrès réalisés

dans la transition vers une ÉC, l'objectif de cette thèse est de participer ainsi à systématiser la démarche d'évaluation des stratégies que l'ÉC supporte. L'objectif général se formule de la façon suivante :

Objectif général : Développer un cadre méthodologique pour mesurer les bénéfices et les transferts d'impact des stratégies d'économie circulaire et identifier les situations d'arbitrage à plusieurs échelles entre préservation de la matière et des réservoirs de pollutions

L'idée n'est pas seulement de proposer une façon d'intégrer tous les attributs de circularité et de les traduire en termes d'impact sur l'écosphère, tels que représentés dans la section 2.3.6, mais également de se questionner sur la méthode de quantification. Ainsi les critères choisis à la section 2.3.6 pour distinguer les caractéristiques de chacun des outils permettent de se questionner systématiquement sur ce qui est mesuré tout au long de ce travail de recherche.

Cette thèse se construit sur la formulation de trois objectifs spécifiques qui œuvrent dans le sens donné par cette précédente formulation plus généraliste :

Objectif 1 : Proposer une approche pour identifier les situations d'arbitrage occasionnées par des stratégies d'économie circulaire sur l'ensemble du cycle de vie d'un système de produit entre impacts environnementaux et circularité de la matière

Objectif 2 : Proposer une approche intégrée pour adresser les effets d'échelle occasionnés par des stratégies d'économie circulaire au-delà du cycle de vie du produit pour inclure l'ensemble des utilisateurs de la matière

Objectif 3 : Développer une approche numérique pour évaluer la contribution individuelle parmi une combinaison de stratégies d'ÉC à l'effort environnemental qui tienne compte des situations d'arbitrage environnemental et des effets d'échelle

3.3 Méthodologie générale

Le présent travail de recherche réunit plusieurs outils relevés dans la littérature et reconnus pour l'analyse de certaines caractéristiques de circularité, et qui permettent plus particulièrement d'identifier les potentiels déplacements d'impacts lors de la mise en place de stratégies d'ÉC sur l'ensemble de la chaine de valeur d'un produit ou service. Les principaux outils employés dans la réalisation des deux premiers objectifs sont : l'ACV, l'AFM et le MCI.

- L'ACV est un des outils les plus largement utilisés pour mesurer la performance environnementale des stratégies d'ÉC (Sassanelli et al., 2019) et l'exploration de la littérature sur l'emploi d'outils de mesure dans un contexte d'ÉC semble le vérifier, comme en témoigne la revue critique des outils à la section 2.3.6 et comme nous le démontrons plus loin à la section 4.2.2.2.
- L'AFM offre un cadre méthodologique de comptabilisation des flux de ressources matérielles et énergétiques pour un système défini dans le temps et dans l'espace. Les indicateurs dérivés à l'échelle territoriale font déjà partie intégrante du portrait de l'efficacité d'utilisation des ressources en Europe (Eurostat, 2018) et en Chine (Geng, Sarkis, Ulgiati, & Zhang, 2013).
- Le MCI de la Fondation Ellen Macarthur est un indicateur développé spécifiquement en support à l'apparition du concept d'ÉC. La notoriété de la Fondation Ellen Macarthur et la facilité d'utilisation de l'indicateur favorisent son adoption par de nombreuses entreprises.

Le troisième objectif quant à lui s'appuie sur des outils de nature plus académique puisque l'on propose une approche numérique de type « démonstrative ». La Figure 3.1 répertorie les objectifs de la thèse et l'agencement des articles en réponse à ceux-ci.

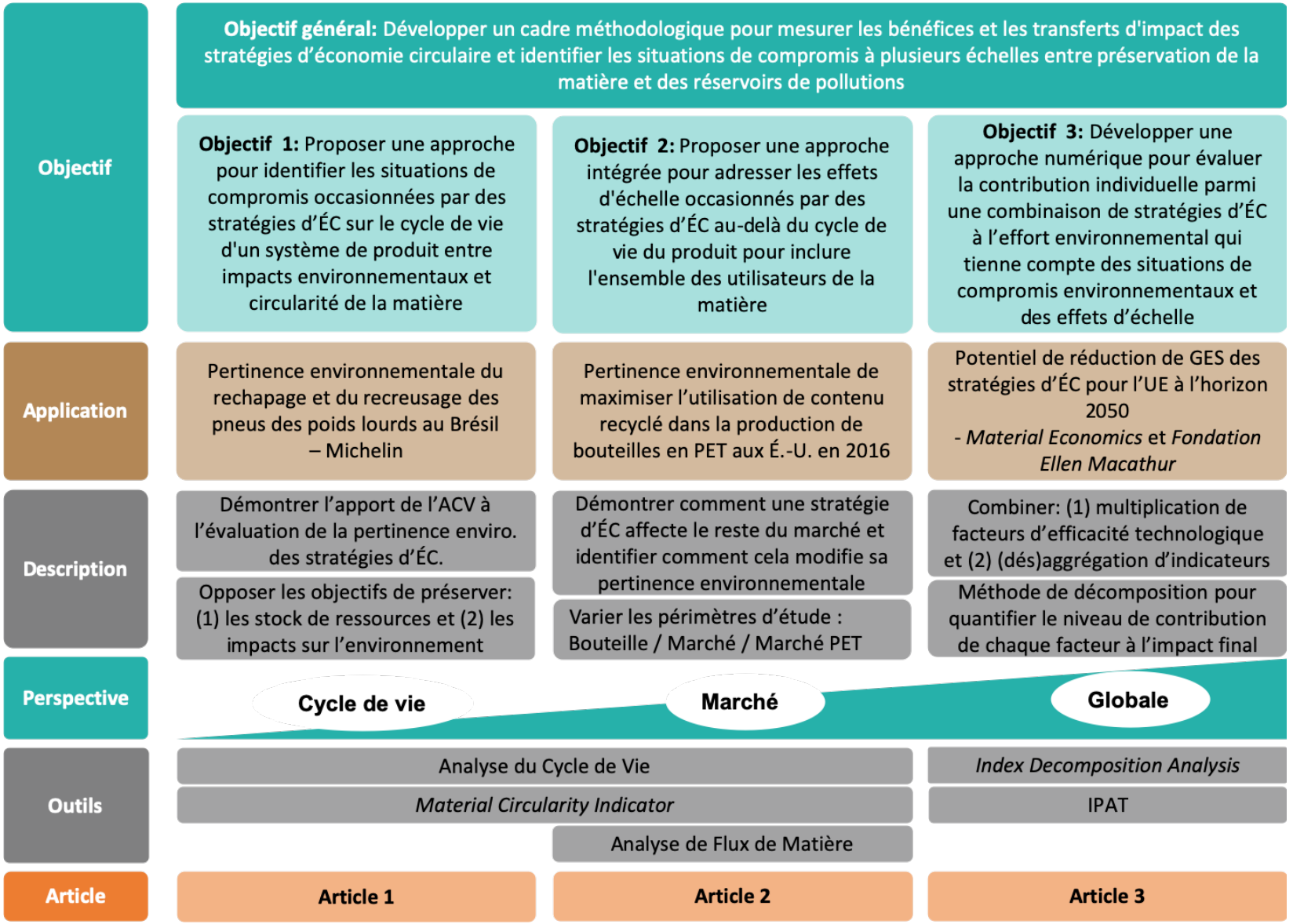

Figure 3.1: Méthodologie générale de développement de la thèse et positionnement des articles par rapports aux objectifs.

3.3.1 Objectif 1

L'amélioration de la circularité d'un produit signifie généralement réduire le bilan de matières directement contenues dans la composition du produit. Les outils de mesure de la circularité à l'échelle du produit proposés dans la littérature n'incluent jamais les flux d'arrière-plan et rarement, ou de façon isolée, les flux impliqués dans la phase d'utilisation faisant pourtant partie intégrante du cycle de vie du produit. Nous explorons dans ce premier objectif les situations d'arbitrage entre déplétion des ressources et impacts environnementaux pouvant être occasionnées par des stratégies d'ÉC sur le cycle de vie d'un produit ou d'un service.

L'approche proposée met en opposition impact environnemental et préservation des ressources naturelles pour identifier les situations d'arbitrage lors de la mise en place de stratégies d'ÉC en portant le regard sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit. Les outils d'évaluation choisis pour illustrer cette approche sont l'ACV et le *Material Circularity Indicator* (MCI) développé par la Ellen MacArthur Foundation et Granta Design (2015).

Nous testons ces outils au travers de deux études de cas dans l'industrie du pneu. Le cas brésilien propose trois scénarios pour traiter les pneus usés : la situation initiale, le rechapage et le recreusage. Le cas européen propose de collecter des matières secondaires à partir de pneus en fin de vie afin de produire du contenu recyclé à des taux de 4% et 10%. Ces taux ont été choisis pour illustrer la variation de performance du pneu lors de la phase d'utilisation. Nous proposons une approche pour discuter des résultats de MCI et de l'ACV qui identifie quatre types de trajectoires en relation au double objectif de l'ÉC : le couplage, le découplage, le compromis sur les stocks de ressources ou le compromis sur les réservoirs de pollution.

Les résultats de l'analyse menée en lien avec l'objectif 1 vise alors à démontrer qu'il est nécessaire:

1. d'adopter une approche cycle de vie dans la comptabilisation des flux de matière et d'énergie dans la mise en place d'une stratégie d'ÉC et
2. de compléter cette comptabilisation par une mesure des impacts environnementaux.

3.3.2 Objectif 2

Comme nous en avons discuté au Chapitre 2, une grande variété d'indicateurs de circularité émerge de la littérature en ÉC, permettant de mesurer les progrès réalisés sur le plan individuel, c.-à-d. à l'échelle d'une entreprise ou d'un produit. À travers cette approche « micro » de circularité, l'ÉC soutient principalement deux postulats de l'ÉC que nous mettons à l'épreuve dans le deuxième article de cette thèse : (1) maximiser la circularité des matériaux contribue à réduire les impacts environnementaux et (2) boucler des flux de matière au sein du même produit devrait améliorer la circularité des flux de matériaux pour l'ensemble de l'économie.

Nous réalisons une étude de cas sur le recyclage des bouteilles en PET sur le marché des États-Unis dans laquelle nous évaluons si boucler les flux de matière au sein d'une seule ligne de produits, soit un sous-ensemble de bouteilles améliorant potentiellement progressivement toutes les bouteilles, sur le marché des bouteilles en plastique, c.-à-d. des bouteilles de toutes marques, ou sur l'ensemble du marché du PET, c.-à-d. toutes les industries utilisant le PET, améliore à la fois le niveau de circularité et la performance environnementale. Nous utilisons l'AFM pour modéliser les impacts à l'échelle du marché du PET. On utilise l'indicateur des changements climatiques en ACV pour témoigner de l'efficience environnementale et le MCI pour mesurer le niveau de circularité des matériaux et des produits.

Les résultats de l'analyse menée en lien avec l'objectif 2 démontrent alors :

1. qu'il est nécessaire de replacer les stratégies d'ÉC sur le cycle de vie d'un produit selon l'échelle à laquelle celles-ci peuvent avoir un effet,
2. qu'évaluer la circularité à l'échelle du cycle de vie d'un produit ne suffit pas à conclure sur les progrès réalisés vers une ÉC.

3.3.3 Objectif 3

Sur la base du constat des deux précédents objectifs, c.-à-d. l'existence de situations d'arbitrage environnemental et d'effets d'échelle dans la mise en place de stratégies d'ÉC, nous proposons ici une approche polyvalente pour évaluer leur performance environnementale. Cette approche doit alors être polyvalente du fait que :

1. l'ÉC, au même titre que le développement durable, est multidimensionnelle sur la question de la protection de l'environnement,
2. l'ÉC propose des solutions à différentes échelles et
3. l'ÉC propose des solutions de différentes natures.

Comme le discours véhiculé autour du concept d'ÉC est souvent lié au découplage de l'activité économique de la dégradation du capital naturel, nous nous appuyons alors sur l'utilisation empirique de l'équation IPAT – selon laquelle notre impact sur l'environnement (I) est la résultante de l'effet combiné de la taille de la population (P), du niveau de vie (A pour *Affluence*) et de l'efficacité environnementale de la technologie (T) – pour mesurer le niveau de découplage entre l'activité économique (l'effet combiné de P et A) et les impacts environnementaux (I).

Nous proposons alors de décomposer le facteur T en plusieurs facteurs d'efficience technologique, chacun illustrant les facteurs clés de la mise en œuvre de l'ÉC, par exemple l'effet combiné des ratios GES/matériaux et matériaux/produit, ainsi que de distinguer plusieurs niveaux d'agrégation/désagrégation d'indicateurs pour identifier les activités par région, secteur, processus ou tout autre. En formulant une expression générale polyvalente et flexible dérivée de l'équation IPAT, nous proposons une méthode pour identifier les facteurs de succès d'un découplage en utilisant la méthode de décomposition d'index (*Index Decomposition Analysis* ou IDA en anglais) pour quantifier le niveau de contribution d'une stratégie d'ÉC.

Nous illustrons notre approche avec les travaux prospectifs réalisés par le cabinet de conseil suédois Material Economics, ensuite repris par la Fondation Ellen Macarthur, afin d'évaluer la possibilité de réduire les émissions de GES dans quatre industries à un horizon de 20 ans dans l'UE.

CHAPITRE 4 : ARTICLE 1: DOES MATERIAL CIRCULARITY RHYME WITH ENVIRONMENTAL EFFICIENCY? CASE STUDY ON USED TIRES

Geoffrey Lonca, Romain Muggéo, Hugues Imbeault-Tétreault, Sophie Bernard and Manuele Margni.

Journal of Cleaner Production

4.1 Présentation de l'article

Cet article pose les bases de cette thèse en exposant la problématique d'analyse de la performance des stratégies d'ÉC au travers de plusieurs cas d'étude de gestion des pneus usagés. Deux outils sont employés : l'ACV pour attester la performance environnementale et le MCI pour témoigner de la circularité des flux de matière. Les résultats sont présentés de façon à faire ressortir les situations d'arbitrage entre « préserver les ressources naturelles » et « soulager les réservoirs de pollution ». Les cas d'étude sur l'introduction de gomme recyclée dans la fabrication de pneus et l'ACV sur le rechapage et le recreusage des pneus au Brésil a été réalisé par Hugues Imbeault-Tétreault et tous deux ont été menés en étroite collaboration avec les experts du centre de recherche de Michelin.

Outre le travail des directeurs de recherche, cet article reprend des travaux d'ACV menés par Romain Muggéo, expert en ACV chez Michelin au centre de recherche de Ladoux, ainsi que ceux de Hugues Imbeault-Tétreault, ex-associé de recherche au CIRAIG. L'article qui suit a été publié dans *Journal of Cleaner Production* en février 2018. Les auteurs sont : Geoffrey Lonca, Romain Muggéo, Hugues Imbeault-Tétreault, Sophie Bernard et Manuele Margni. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible en Annexe A.

Le contenu de cet article a été adapté pour être intégré en tant que chapitre du livre intitulé *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*, édité par Enrico Benetto, Kilian Gericke et Mélanie Guiton et publié en 2018 sous le titre suivant : *A Bi-dimensional Assessment to Measure the Performance of Circular Economy: A Case Study of Tires End-of-Life Management.* Celui-ci a été publié à la suite de la conférence *Life Cycle Management* (LCM) organisée par le *Luxembourg Institute of Science and Technology* (LIST) du 4 au 7 septembre 2017.

4.2 Manuscrit

4.2.1 Introduction

If natural sinks are limited and must be preserved because our planet has limited resources and reservoirs (Bjørn, 2015), authors like Meadows et al. (1972) and, more recently, Rockström et al. (2009) demonstrated that the sinks are already overloaded and planetary boundaries are overcome. Using the fourth law of thermodynamics, Georgescu-Roegen (1971) demonstrated that decreasing the production (and extraction) rate is the only way to tackle the degradation of natural capital. While Georgescu-Roegen's works are rejected by the ecological economics community (see e.g. (Korhonen, Honkasalo, et al., 2018)), they prefer to moderate the discourse and advocate for a stationary state of material flows (see e.g. Arnsperger et Bourg (2016)).

Other than scientific considerations with regard to sustainability, business communities prefer alternative economic approaches. For instance, the concept of green economy (Pearce, Markandya, & Barbier, 1989) addresses a broad range of solutions to protect the environment, whereas the blue economy promoted by Pauli (2010) strongly emphasizes local economies and job creation. Taking the resource preservation viewpoint, Stahel, Walter (2010) proposes business opportunities while reducing material throughputs in a performance economy, whereas the collaborative (also shared) economy (Botsman, 2013; Botsman & Rogers, 2010) focuses on making better use of resources. The circular economy (CE) provides a conceptual umbrella for these various shades of economies stemming from different epistemological fields.

Rooted in cradle-to-cradle thinking (McDonough & Braungart, 2010), the concept of CE addresses the challenge of the two-fold scarcity of economic capital and natural resources (Hahn, Figge, Pinkse, & Preuss, 2010) since long-term environmental protection does not necessarily match up with short-term financial success for companies. Like many empirical studies demonstrating how green business cases can generate win-win situations (Hahn et al., 2010; Orsato, 2006; Schaltegger & Figge, 2000), the CE takes a broader stakeholder perspective driven by the common goal to "keep products, components and materials at their highest utility and value at all time" (Macarthur, E, 2013). However the terminology behind CE is diverging rather than converging (for an overview see e.g. (Homrich, Galvão, Abadia, & Carvalho, 2017)).

Despite several circular initiatives to maintain growing economic activity and reduce resource depletion, only 6% of the total material mass was recycled in 2005 (Haas et al., 2015), with a slight impact on planetary resources. The figure reveals little about the qualitative aspects of the materials and products that are actually recycled (e.g. products that consume very scarce resources or very energy-intensive materials). But based on purely quantitative considerations, the global economy is still far from being circular. This apparent failure to materialize CE principles is due to the diversity of the stakeholders the CE includes. Academia has also failed to set consensual definitions, clear targets or adequate assessment tools (Su et al., 2013), whereas industry and government lack scale consistency (Arnsperger & Bourg, 2016).

As the development of adequate circularity indicators gains relevance in the context of CE transition, consultancy firms (see e.g. Kingfisher and the Circle Economy cooperative) are developing expertise that is disconnected from any scientific basis (Saidani, Yannou, Leroy, & Cluzel, 2017). Still, some academics are starting to fill the gap but without creating consensus. For instance, Park et Chertow (2014) focus on the technological availability of reusing materials with their "Reuse Potential Indicator". Di Maio et Rem (2015) propose a "Circular Economy Index" accounting for the efficiency of recycling processes. More recently, Linder, Sarasini et Loon (2017) propose a ratio between the economic value of a recirculated part to the economic value of all parts to compute the "product-level circularity metric". Most of the current assessment tools fail to capture the generation of undesirable effects or environmental externalities (Andersen, 2007) or rebound effects (e.g. those resulting from a growing demand for energy in recycling processes (Allwood et al., 2012)). Responsibility devolves to appropriate assessment tools devoted to CE that must be systemic enough to prevent these undesirable effects (Arnsperger & Bourg, 2016; Zink & Geyer, 2017).

The present article aims to provide an approach to quantify trade-off situations between resources and the environment when implementing CE solutions. We studied a series of scenarios in the tire industry representing different material loops or a change in production capacity. Although the results of the case studies provide good insights for tire manufacturers, they must be interpreted carefully since they only illustrate our approach with existing assessment tools. For new CE experts, the ultimate contribution sheds light on what it takes to better assess sustainable circular strategies through an *a priori* circular initiative.

This paper is structured in seven sections. Section 4.2.2 describes the approach and tools selection process to assess trade-off issues. The introduction to case studies and data used to perform the assessment are explained in section 4.2.3. Section 4.2.4 describes the results of case studies, and section 4.2.5 discusses these results based on our approach. Insights for future research in CE assessment are provided in section 4.2.6 and concluding remarks close the paper in section 4.2.7.

4.2.2 Approach and assessment methodology

Anthropologists such as Descola (2015) say that ecological disturbance comes from how we relate culture and nature. In fact, in the predominant western paradigm, nature is seen as a feedstock for the cultural sphere. This sphere integrates products from human activity, mainly characterized by the economic system that finds its survival in a constantly growing activity. This opposition between society and the ecosphere appears in several types of literature (Azar, Holmberg, & Lindgren, 1996; Boulding, 1966; Jolliet et al., 2010). Human activities are therefore dedicated to drawing on natural resource stocks and producing rejects in pollution reservoirs (Boulding, 1966), as per Figure 4.1. Some pollution reservoirs may be overflowed (Rockström et al., 2009) and unable to renew the natural stock of resources at the same pace as we consume it. Unlike the interpretation of the second law of thermodynamics by N. Georgescu-Roegen and his successors, an overall material concentration is technically possible since the earth is not an isolated system (Arnsperger & Bourg, 2016; Rockström et al., 2009). The ultimate issue would therefore be to increasingly dissipate energy if we do not make the most of “solar renewable energy” (see e.g. Schwartzman (2008)). However, our economic system dissipates both material and energy (Rees & Wackernagel, 1996), filling pollution reservoirs.

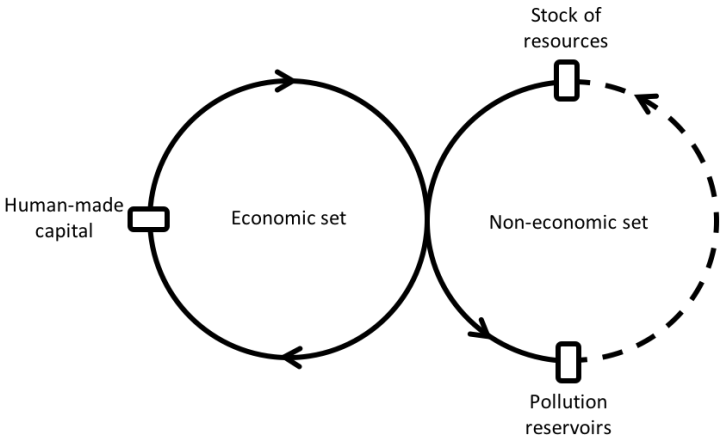

Figure 4.1: Relationship between human and ecological activity. The literature uses several words to characterize both spheres: the economic sphere is what supports every kind of human activity (also called technosphere or econosphere) and the non-economic sphere embeds every kind of natural activity (also called ecosphere).

Based on these observations, the CE's contribution to sustainability lies in a balanced relationship between the ecosphere and the technosphere, which relies on three interdependent conditions represented in Figure 1 as three nodes: 1) preserving the stock of resources (for future generations), 2) relieving pollution reservoirs and 3) adapting the human-made capital to optimize economic activity under environmental requirements. One of the underlying premises of the CE is that material loops may drive economic activity and improve welfare while preventing resource extraction and reducing discards. Our capacity to maintain growing economic activities and meet environmental requirements depends on our ability to create these material loops. Hence, the circular economy comes as a reorganization of our production capacity: the human-made capital.

Resource use (circularity) and pollutant emissions (environmental impacts) appear as the double bottom line that underlies the economy's ecological support. In the rest of this paper, we assume that this double bottom line adequately indicates the environmental performance of CE strategies. This section describes a novel approach to assess the performance of CE loops and explores the existing tools that help provide adequate quantification to apply it.

4.2.2.1 Trade-off issues in circular economy

Translating the previously discussed double bottom line into objectives leads to the assertion that preserving natural capital is supported by two underlying aims: preserving stocks of resources and alleviating pollution reservoirs. Their combination results in four possible pathways stemming from a baseline scenario set out by Lonca, Muggéo, Tétreault-Imbeault, Bernard et Margni (2018) and represented in Table 4.1:

- The coupling pathway tends to have a stronger dependence on resources (lower circularity), causing more emissions into natural sinks (greater environmental impacts).
- A trade-off on resources is when a reduction in environmental impacts requires the greater use of natural resources (e.g. the neodymium required for windmills[6]).
- A trade-off on pollution reservoirs shifts the burden from the primary goal of preserving the stocks of resources (i.e. saving natural resources at the price of increased environmental externalities such as fossil fuel required to run recycling facilities (depending on the electric mix)).
- A decoupling pathway describes an eco-efficient circular strategy, which reduces both resources consumption and pollutant emissions. Nevertheless, it can never be said whether the decoupling pathway is relative or absolute, as described by T. Jackson (Jackson & Senker, 2011), as long as the assessment scale is lower than the societal level (e.g. product, company or industry level).

[6] Without considering the fate of the neodymium – whether it is recycled or not – the deployment of wind parks leads to increase the global demand and thus requires to extract more of this material. But this phenomenon applies to most of the high-technologies and especially for green technologies. One of the usual green technology issue is the substitution of non-renewable energetic resources by non-renewable metallic resources, as Bihouix et De Guillebon (2010) call it brown technologies.

Table 4.1: Conceptual approach identifying four possible pathways stemming from a reference scenario when evaluating a CE strategy building on two natural capital-related sub-objectives: alleviating pollution reservoirs and preserving stocks of resources. The -/+ signs describe situations in which a step toward or away from the corresponding target is made, respectively.

		Preservation of resource stocks	
		-	+
Alleviation of pollution reservoirs	-	Coupling	Trade-off on pollution reservoirs
	+	Trade-off on resources	Decoupling

4.2.2.2 Selection of assessment methodologies

As CE is an emerging concept, the literature provides very few studies on quantification methodologies. However, industrial ecology is an established concept for which circularity performance indicators already exist at the meso scale, such as those developed for industrial parks in China by Geng et al. (2012). Although industrial ecology and CE have the same goal, their scopes are different (Esseghaier, 2016). CE focuses not only on innovative design but also on alternative business models, engaging new economic and political perspectives. Therefore, the quantitative assessment of circularity becomes complex and circularity is more subject to qualitative assessment, as is carried out by consultancy firms (for a critical review, see e.g. (Camacho Otero, 2015)).

There are CE assessment reviews appearing in the scientific literature (see e.g. (Åkerman, 2016; Elia et al., 2017; Ghisellini et al., 2016; Iacovidou, Velis, et al., 2017; Su et al., 2013)). Recently, Elia et al. (2017) provided a critical review of index-based methods to evaluate the adoption of a CE paradigm. It measures the alignment of environmental assessment tools and CE indicators

found in the scientific literature with five CE requirements inspired by a recent European report (EEA, 2016) :

1. Reducing inputs and the use of natural resources
2. Increasing the share of renewable and recyclable resources
3. Reducing emissions levels
4. Reducing valuable materials losses
5. Increasing the value durability of products

A total of 14 environmental assessment tools were selected among recent articles according to two criteria: the methodology is based on a life cycle approach and is standardized or recognized as effective to measure environmental impacts. Their evaluation shows that LCA is most compliant with CE requirements, as it provides a measure of CE requirements 1, 3 and 4 and an indirect quantification of requirement 2 (see Figure 4.2).

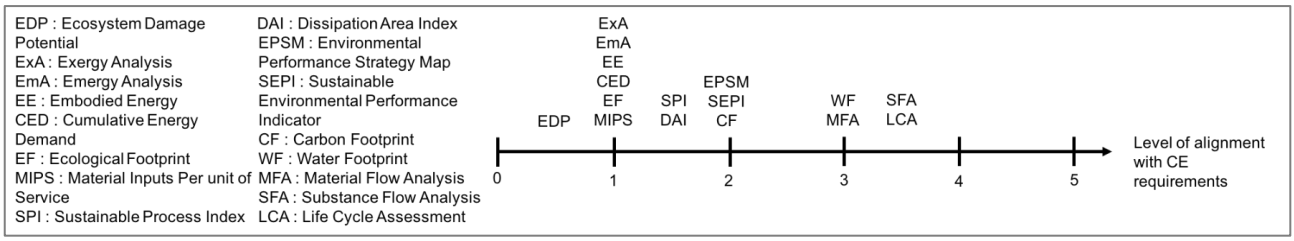

Figure 4.2: Level of alignment of environmental assessment methodologies with the five CE requirements set out by Elia et al. (2017). Some environmental assessment methodologies provide indirect quantification of any CE requirements, explaining the half values that appear in the figure.

Also between the 16 CE index methods to assess circularity published in the past decade, the methodologies found in the literature are generally based on economy-wide material flow accounting (EW-MFA), such as the one published by Eurostat (2013) to categorize flows at the national and regional levels (Haas et al., 2015) and the Chinese indicator system developed by the National Development and Reform Commission (NDRC) (Geng et al., 2012; Su et al., 2013). The main drawback of the Chinese indicator system is that it supports recycling ways rather than waste prevention, arguing that the latter solution leads to fewer materials for recycling (Geng et al., 2012). There have been few attempts to measure CE at the meso scale (Genovese, Acquaye, Figueroa, & Koh, 2015; Li & Su, 2012; Scheepens, Vogtländer, & Brezet, 2016; Wen & Meng, 2015) but most methodologies are found in non-scientific industrial ecology literature. At the company or product

level – the scale of assessment that concerns our case study – only the Reuse Potential Indicator (RPI) (Park & Chertow, 2014), the Circular Economy Index (CEI) (Di Maio & Rem, 2015) and the Material Circularity Indicator (MCI) (Ellen MacArthur Foundation & Granta Design, 2015) encompass the micro level (see Figure 4.3). Across the 16 CE index methods mentioned earlier, only the MCI attempts to take product durability into account (EEA, 2016; Elia et al., 2017), whereas the RPI and CEI only include requirement 4 (i.e., increasing the share of renewable and recyclable resources).

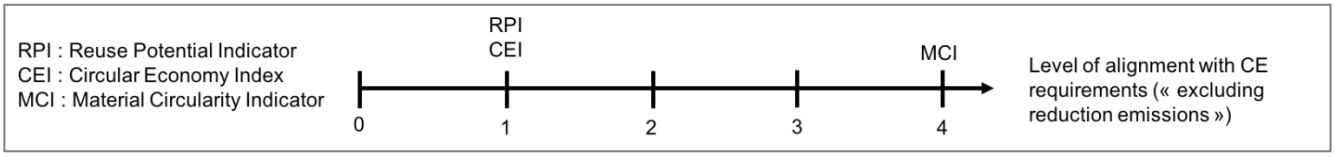

Figure 4.3: Level of alignment of CE index-based methods at the micro level with the 5 CE requirements set out by Elia et al. (2017). The requirement on reducing emission level is excluded from the critical analysis of CE index-based methods since none include this requirement.

The Material Circularity Indicator (MCI) measures material circularity at the product and company levels. However, it focuses on the technical cycles (as opposed to biological cycles) and especially on non-renewable resources. It is therefore only partially focused on the circularity concept (Åkerman, 2016). This is why complementary indicators such as risk indicators using material price variation, material supply change, material scarcity, toxicity and impact indicators accounting for water use, energy use and CO_2 emissions (Ellen MacArthur Foundation & Granta Design, 2015) are recommended. The latter two indicators are included within the LCA framework, which is consistent with our choice of case study indicators.

4.2.3 Case studies

Tire EoL management is a difficult problem because tires are heavy, bulky and partially made of non-renewable resources such as carbon black and steel (Amari, Themelis, & Wernick, 1999). Tires accumulated in waste piles or landfills can pose problems related to fire and health hazards (the latter related to rodent or insect infestation, for example). Therefore, the tire industry has been actively pursuing recovery outlets for tire materials. In the past decades, material and energy recovery has gained interest, especially in the EU where member states must comply with EU

legislation (Rashad, 2016) banning whole tires and shredded tires from landfills to absorb the five-fold increase in the number of EoL tires over a 15-year period (503 kilotons in 1994 to 2 563 kt in 2010). Since then, the landfilled share has considerably decreased from approximately 45% to less than 5% (European Tyre and Rubber Manufacturers' Association, 2011; Laboy-Nieves, 2014).

Retreading and regrooving are practices dating back to World War II that make greater use of rubber's material value (i.e., approximately 75% of the total mass is preserved with retreading processes (Bandyopadhyay et al., 2008)). When the tire's life can no longer be extended, energy recovery is widely preferred, particularly in cement kiln (Corti & Lombardi, 2004; Laboy-Nieves, 2014), allowing for less than 40% recovery of the embedded energy in tires (Amari et al., 1999; Laboy-Nieves, 2014). Repair strategies postpone EoL processes but do not avoid material circularity leakage over broader time horizons. Therefore, recycling in a closed loop system (i.e., recovering tire materials to reintroduce them into the production of new tires) is a relevant issue to ensure the sustainability of the tire industry.

4.2.3.1 Description of the case studies

The two case studies on used tires were originally conducted in collaboration with Michelin. Michelin mandated the CIRAIG to establish retreading and regrooving scenarios for haulage trucks in Brazil in the context of a partnership to support the action plan for more responsible mobility, whereas the introduction of 4% and 10% of recycled rubber to produce new tires is a prospective study lead by and for Michelin's research center in the European context.

The case study in the Brazilian context focuses on an average tire from a haulage truck with a load capacity of 32 tonnes and a service life of 600 000 km. The analysis compares the baseline scenario and regrooving and retreading scenarios, which are current practices for haulage truck tires in Brazil. It is part of a broader (unpublished) 2012 study that includes a water footprint and a social LCA in the Brazilian context. It was conducted to guide the businesses models of Michelin Fleet Solutions and, in time, public policy.

The case study on the European context focuses on an average tire from a first-class European truck with a load capacity of 30 tonnes and a service life of 600 000 km. The analysis compares a baseline against two scenarios with distinct recycled content. It was defined to analyze the

environmental benefits of reintroducing micronized rubber powder from non-reusable tires. The (unpublished) LCA study originally aimed to inform the Michelin research centre on the life cycle performance of recycled content tires, including in-use performance variation. It was carried out for a European context in 2015.

Here, we compute the MCI and LCA results of both case studies and compare the outcomes of different scenarios for each. In each case, a baseline scenario based on current EoL tire management specific to each context provides a comparative basis to quantify progress (the supporting information (SI) provides further details on current EoL tire management features):

- Baseline vs. regrooving vs. retreading scenarios for the Brazilian case study
- Baseline (0%) vs. 4% vs. 10% recycled content for the European case study

4.2.3.2 Life cycle assessment data, assumptions and choices modelling

The foreground data required to conduct the LCA are either provided by the Michelin research centre in Clermont-Ferrand (France) or retrieved from the Ecoinvent v2.2 database. We used ReCiPe (H) for the life cycle impact assessment (LCIA) and SimaPro software to perform the LCA. System boundaries extend from raw materials extraction to EoL management (see Figure 4.4), where we considered different reclamation means, as described above. The following section describes the most relevant information on the scopes of the two LCA studies. Further details on the Brazilian context are provided in the SI.

4.2.3.2.1 Brazilian context: retreading and regrooving scenarios

The frequency of use of retreaded or regrooved tires and many other tire composition data depend on a tire's location on the truck. We excluded all scenario combinations (since Michelin's retreaded tires could also be regrooved) to keep the original statements clear. Below, we provide the key modelling parameters and relevant features of the three study scenarios.

Baseline:

- 83 tires and 72 240 l of B5 biofuel (reference flows) are required to ensure the service of a haulage truck with a lifetime of 600 000 km. SI provides tire lifetime, fuel consumption

and the number of tires per axle required to determine the reference flow as a function of a tire's location on the truck.

- A tire casing weighs 44.65 kg, on average. However, different tire compositions and weights (casing and tread rubber band) are distinguished depending on a tire's location on the truck (see SI).
- Details on material composition and related processes are given in the SI. Designated processes are adapted to the Brazilian electric mix.

Retreading:

- Michelin assumes that a tire can be retreaded 1.5 times, even though a tire can technically be retreaded 2 or 3 times. This estimation is not based on an average estimation but rather on a conservative assumption to account for road hazards and different nuisances.
- The tread rubber band for retreading (13.90 kg on average) replaces the heavier original one (20.78 kg on average). The SI provides specific weights according to the tire's location on the truck. To complete the functional unit, 52.76 tread rubber bands replace the original ones.
- The service lives of new and retreaded tires are equal.
- A retreaded tire has a higher rolling resistance and therefore a higher fuel consumption, from 12.04 l/100km to 12.87 l/100km (+6.8%). In Brazil, haulage trucks consume B5 biodiesel (5% biofuel content) from soybean oil esterification.

Regrooving:

- Regrooving increases a tire's service life by 30.46% on average (between 25% and 40% depending on a tire's location on the truck (see SI)).
- Regrooving reduces the tire's average rolling resistance and weight. Thus, it decreases the average fuel consumption from 12.04 l/100km to 11.39 l/100km (-5.4%).
- Because we considered different recovery routes, we modeled every multifunctional process that extends the system boundaries (i.e. accounting for the burden of the recovery process and crediting the avoided burdens of products or services that are displaced). For instance, 1 tonne of tires replaces 700 kg of coke and 290 kg of coal burning in energy in cement kilns (data provided by Michelin). The tire steel content is removed and recycled or used as an iron input in cement kilns instead of clay. We treated the co-products

generated from soybean oil esterification by economic allocation (default method in the *ecoinvent* database). The SI provides further details on each process and the data sources.

4.2.3.2.2 European context: recycled content scenarios

Although closed-loop recycling is still experimental in the tire industry, we studied three scenarios, including the baseline, that correspond to what Michelin deems achievable in practice: 4% and 10% recycled content (namely 4%RC and 10%RC). The former represents the limit below which no reduction in the tire's lifetime occurs and the latter is the limit above which it is significantly affected since it covers approximately 93% of the distance that an average tire does. As requested by Michelin, the fraction of mass collected from EoL tires to be reintroduced in new tires is diverted from materials recovery in other recycling routes and not from landfills. For confidentiality, several data are missing. Still, we describe some of the processes in order to help the reader understand the paper.

We identified two sources of recycled material for new tire production: recovered material from scrap tires generated by the production process (post-industrial) and tires in their ultimate EoL phase (post-consumer) (i.e., tires that can no longer be used for their original purpose). There are two types of treatments to produce micronized rubber powder from both scrap tires and rubber strips in the case of post-industrial tires: cryogenic and mechanical. To be consistent with the retreading and regrooving scenarios, we considered only mechanical treatment since post-consumer tires usually undergo this type of treatment.

Tires go through a grinding process that involves different sub-processes of varying efficiency. Mechanical treatment requires 1.238 kg of tire to go through a grinding process to produce 1 kg of aggregates, where 0.211 kg of steel is extracted with magnetic belts. We chose to exclude the steel recovered from the study and considered a rate of $1/(1.238 - 0.211) = 0.97$ efficiency for the grinding process. Then, 1 kg of micronized rubber powder (the result of the aggregate transformation in smaller particles) requires 1.42 kg of aggregates (process efficiency is 0.704). The non-selected particles merge with the current material recovery routes (see Figure 4). By combining both processes, the mechanical treatment efficiency is $0.97 \times 0.704 = 0.686$.

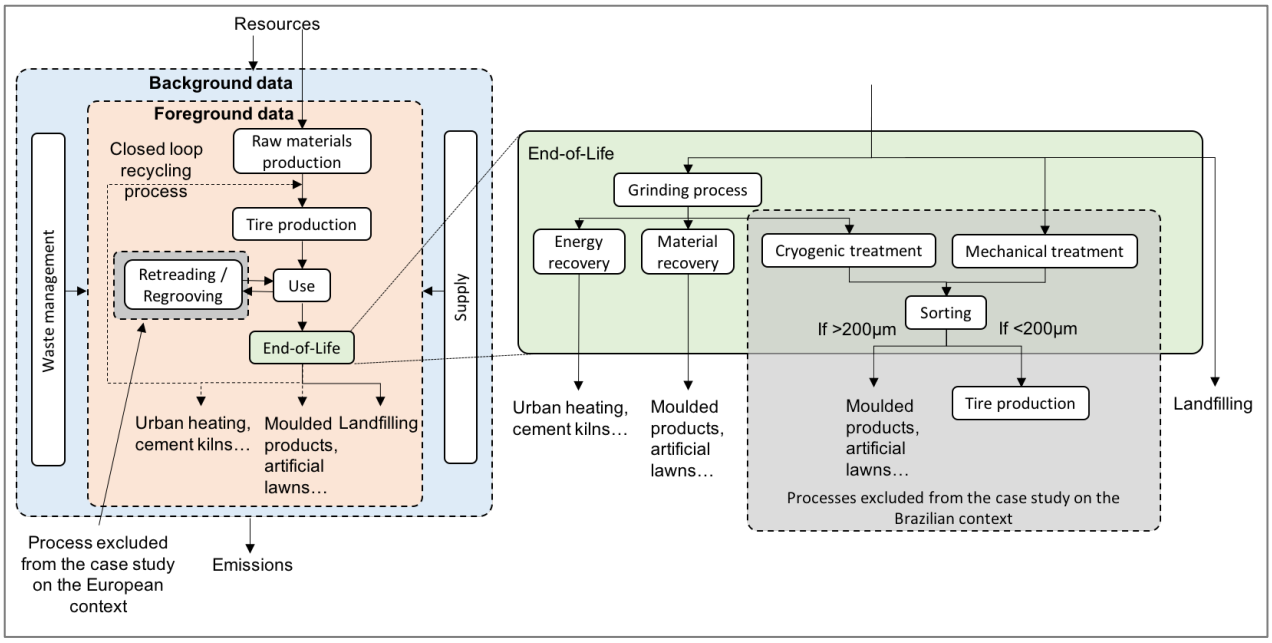

Figure 4.4: Left: Process tree and system boundaries for the life cycle of a tire. Dashed arrows are further detailed on the right. Right: Zoom in on the definition of tire end-of-life processes and system boundaries. Grey zones in dashed squares define processes excluded from the designated case study (e.g. retreading and regrooving are related to the Brazilian context and are therefore excluded from the case study in the European context).

4.2.3.3 Material Circularity Indicator data and calculations

The MCI proposed by the Ellen Macarthur Foundation (Ellen MacArthur Foundation & Granta Design, 2015) is a dimensionless value ranging between 0 and 1 (see equation (1)) derived from the multiplication of a linear flow index (LFI) and a utility factor (F(X), see equation (2)).

$$\mathrm{MCI} = \max(0; \mathrm{MCI}^{*}) \qquad (1)$$

$$\mathrm{MCI}^{*} = 1 - \mathrm{LFI} \times \mathrm{F(X)} \qquad (2)$$

Equation (3) yields F(X) where 0.9 is a constant parameter set by the developers to calibrate the model so that the MCI for products with perfect linear mass flows and lifetime under the industry average is below 0.1. Then, X yields the multiplication of 2 ratios (see equation (4)) where the user is free to choose the one that better embodies the product's functional reality. In one case, the lifetime of the assessed product (L) is compared to the average product lifetime in the industry

(L_{av}). In another case, the number of functional units (U), as we understand it in LCA, is compared to the industry average (U_{av}). Certain cases enable the use of both and require special attention to ensure there is no double counting. If one ratio is chosen over the other, the remaining one should naturally be set to 1.

$$F(X) = \frac{0.9}{X} \quad (3)$$

$$X = \left(\frac{L}{L_{av}}\right) \times \left(\frac{U}{U_{av}}\right) \quad (4)$$

The LFI is a mass-based indicator that can be considered as a particular MFA layout (Linder, Sarasini, & Loon, 2017). The LFI (see equation (5)) integrates four elements:

- Equation (6): the virgin feedstock fraction (V) where F_R and F_U are the mass fraction of a product's feedstock from recycled sources and from reused sources, respectively
- Equation (7): the waste fraction from an upstream process (W_F) where E_F is the efficiency of the recycling process used to produce recycled feedstock for a product
- Equation (8): the waste fraction from a downstream process (W_C) where C_R is the fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process and E_C the efficiency of the recycling process used for the portion of a product collected for recycling
- Equation (9): the total waste (W) where the waste fraction from upstream (W_F) and downstream (W_C) recycling processes are divided by 2 to avoid double counting, and waste fraction directly to landfill (W_0) is obtained with the fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process (C_R) and reuse (C_U).

$$LFI = \frac{V+W}{2+\frac{W_F-W_C}{2}} \quad (5)$$

$$V = 1 - F_R - F_U \quad (6)$$

$$W_F = F_R \frac{(1-E_F)}{E_F} \quad (7)$$

$$W_C = C_R(1 - E_C) \quad (8)$$

$$W = W_0 + \frac{W_C+W_F}{2} \quad (9)$$

$$W_0 = 1 - C_R - C_U \quad (10)$$

4.2.3.4 Adaptation of the MCI

Because it requires few foreground data, the MCI must often be simplified and enhanced with assumptions that can lead the MCI far from realistic values. For instance, the components of a product can undergo different recycling processes with different yields. Also, the MCI does not enable the integration of repair strategies, though it affects the mass balance sheet over the life cycle. The calculation methodology imposes the consideration of a limit above which components replacement may be thought of as reusing a fraction of the product and below which the lifetime of the entire product is considered extended. For all these reasons, adopting a weighting approach by components when calculating the MCI should lead to more representative values. Thus, we applied a mass-based weighting methodology that consists in dividing the product into components with any special circular feature, as per equation (11), to calculate a new material circularity indicator for the product, MCI_{total}, which represents the weighted sum of the MCI_i of each component (i) of the assessed product, n_i being the number of components and m_i their respective masses.

$$MCI_{total} = \frac{\sum_i (n_i \times m_i \times MCI_i)}{\sum_i (n_i \times m_i)} \quad (11)$$

This approach represents an adaptation of the original MCI calculation that is similar to the methodology the developers propose to compute the MCI at a company level. However, disaggregation at the component level may lead to a deviation in the calculation of the index in comparison to the original procedure. In the supporting information, we demonstrate that the deviation between both approaches is likely to remain below 1% (we based this analysis on a case in which both approaches are computable and made the assumption that the deviation would probably remain marginal in other cases). In fact, for the retreading scenario, double counting yields results approximately 70% higher than the weighting approach.

Another approach, based on the functional unit, generates very similar results to the weighting approach. It consists in performing a mass balance sheet over the functional unit by adding the weight of every replacing component (e.g. in our case, considering that 51.8% of an average tire is reused over the overall truck lifetime or the functional unit). This yields a result 0.8% lower than the weighting approach.

Table 4.2: Terminology of the MCI parameters and their definition

i	Component	**Lav**	Actual average lifetime of an industry-average product of the same type
n	Quantity	**U**	Actual average number of functional units achieved during the use phase of a product
m	Mass	**Uav**	Actual average number of functional units achieved during the use phase of an industry- average product of the same type
Fr	Fraction of mass of a product's feedstock from recycled resources	**Cr**	Fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process
Fu	Fraction of mass of a product's feedstock from reused resources	**Cu**	Fraction of mass of a product going to component reuse
Ef	Efficiency of the recycling process used to produce recycled feedstock for a product	**Ec**	Efficiency of the recycling process used for the portion of product collected for recycling
L	Actual average lifetime of a product		

4.2.3.5 Reducing linearity or increasing circularity?

Between improving material circularity and preserving stocks of resources, there is a difference of perspective. The former statement suggests favouring positive effects and the latter implicitly suggests mitigating negative effects. Similarly, LCA's impact indicator reflects negative effects on areas of protection (AoPs) and the MCI quantifies positive contributions to a product's circularity. In a first instance, we will present the MCI results as is but, to be consistent in our approach and specially to make the MCI and LCA resource indicator comparable, we propose to put the results

of the MCI into an LCA perspective (i.e. quantify negative effects by turning equation (2) into equation (12)). Then, the aim becomes to reduce material linearity and still keep the MCI's quantification methodology.

$$1 - \mathrm{MCI}^{*} = \mathrm{Linearity}[\mathrm{MCI}] \quad (12)$$

4.2.3.6 Assumptions and set of parameters

Table 4.2 displays the set of parameters used to evaluate each scenario and their definitions. Values for each parameter and MCI results appear in Table 4.3 below. To be sure to compute the MCI authentically, we used average values rather than accounting for data variability according to tire location, as we considered in the LCA model. To define the set of parameters, we made the following assumptions:

The number of retreaded rubber bands (1.5) is calculated from the average number of times a tire casing is used (2.5 times) less the first life of the tire during which the tread rubber band is in the tire (1 time).

The tire casing number of functional unit (U) is given for the number of times a tire is retreaded. So, if the number of functional unit of an average tire in the industry (Uav) is 1 and we want the MCI to reflect the effort of extending the tire lifetime, then U(tire casing) = 2.5.

In the 10%RC scenario, we consider the overall lifetime of the tire casing (i.e. the first lifetime and the lifetime extension) affected by the lower tire performance, which Michelin estimates to be 93% (L) of a normal tire lifetime (Lav) (as mentioned in section 4.2.3.2.1).

Because the MCI does not account for energy, we considered that the materials allocated to energy recovery routes to be lost (or landfilled).

The fraction of the mass of tires being collected to go to a recycling process (Cr) includes all material recovery routes. Because Michelin factories handle this process, Cr is corrected by the efficiency associated with the material recovery process.

The efficiency of the recycling process used for the fraction of product collected for recycling (Ec) is given by the overall efficiency of the mechanical treatment discussed earlier, which we assumed to be 68.57%.

For ease of calculation, we neglected waste from excavated rubber produced by the regrooving process as it represents only a small fraction of the mass of the tire.

4.2.4 Results

Table 4.3 provides the set of parameters used for the computation and MCI results for each scenario in both contexts. MCI values for the tested scenarios depend on the reclamation routes corresponding to each context. The SI provides MCI sensitivity results for every scenario on EoL tire reclamation routes related to the context, revealing no major effects on the main conclusions.

Table 4.3: Set of parameters used for the calculation and MCI results. Each quantity (n) and mass (m) of components (i) is used for the weighting approach. (*) Average values calculated from the set of truck tires. (**) Case calculated with the weighting approach: MCItotal is the result of the weighted sum of the MCI of each component.

Context	Scenarios	Parameters													Results	
		i	n	m	Fr	Fu	Ef	L	Lav	U	Uav	Cr	Cu	Ec	MCI	MCI total
Brazil	Baseline	whole tire			0	0	1	1	1	1	1	0,37	0	0,69	0,216	
	Regrooving	whole tire			0	0	1	1,305	1	1	1	0,37	0	0,69	0,399	
	Retreading **	Tread rubber band	1	20,78*	0	0	1	1	1	1	1	0,37	0	0,69	0,216	
		Retreaded rubber band	1,5	13,9	0	0	1	1	1	1	1	0,37	0	0,69	0,216	0,459
		Tire casing	1	44,65*	0	0	1	1	1	2,5	1	0,37	0	0,69	0,694	
Europe	Baseline	whole tire			0	0	1	1	1	1	1	0,48	0	0,69	0,254	
	4% recycled content	whole tire			0,04	0	1	1	1	1	1	0,48	0	0,69	0,273	
	10% recycled content	whole tire			0,1	0	1	0,93	1	1	1	0,48	0	0,69	0,248	

4.2.4.1 Case study: Brazilian context

According to the MCI results (see Table 4.3) retreading and regrooving in the Brazilian context substantially improve material circularity, increasing from 0.22 for the baseline scenario to 0.40 for regrooving and 0.46 for retreading. The extension of tire lifetime by 30% in the regrooving scenario increases the improvement of tire circularity by 85%, corresponding to a 21% reduction in tire linearity (in Figure 4.5.b). Because the tire casing is the part whose lifetime is extended in

the retreading scenario, it only weighs 51.8% in the mass balance sheet in the entire tire lifetime (as mentioned in section 2.2.2). Because the retreading process requires a material input (new treads), the correlation between an extended lifetime and the MCI result becomes less obvious than in the regrooving scenario but still produces a net improvement from the baseline[7].

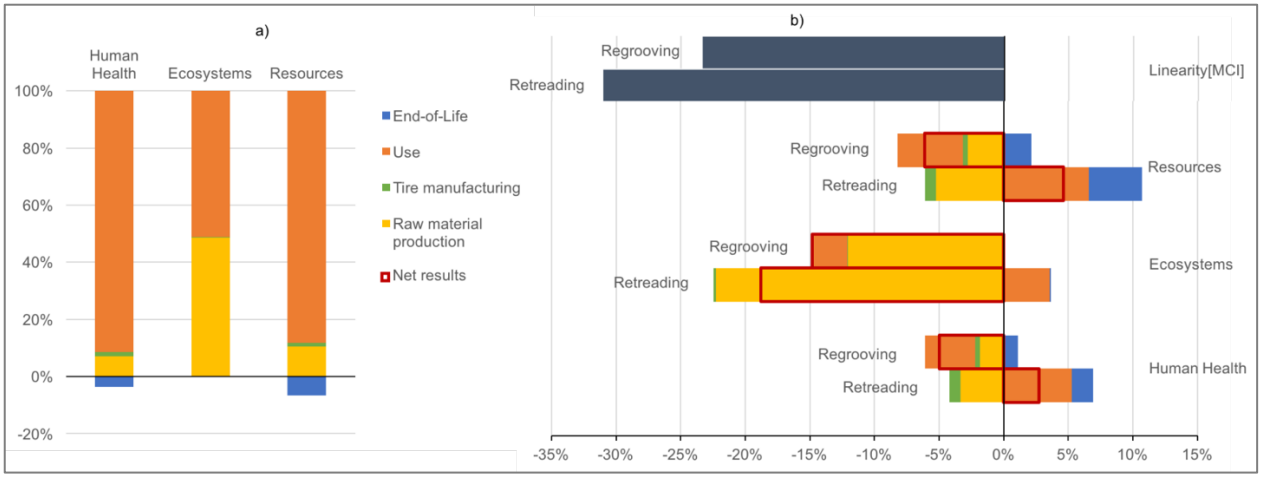

Figure 4.5: Results for the Brazilian context: a) Contribution analysis at the endpoint level of the baseline scenario; b) Relative variation of endpoint scores compared to the baseline scenario and impacts on circularity for retreading and regrooving scenarios

Figure 4.5.a is the contribution analysis of the baseline scenario in the Brazilian context by life cycle stage and Figure 4.5.b clusters LCA and MCI results focusing on the variations from the baseline scenario. To be consistent with the interpretation of LCA results, the linearity indicator brings the subtraction of the MCI to 1, so negative impacts on linearity reflect circularity improvements as per (equation 12), as discussed in section 3.3.2. Also, every chart bar corresponds to a value representing improvements relative to the baseline scenario $(1 - \frac{\text{impact (scenario)}}{\text{impact (baseline)}})$.

[7] Note that tires integrate approximately 65% of a renewable resource that is natural rubber. Then, expressing the need for the whole tire to be recycled in the MCI is questionable. The material circularity of renewable resources, such as rubber tree, should also account for the rate of biological growth to identify an adequate harvest frequency (Perman, 2003). However, the use of tire rubber is comprehensively a non-circular process – and currently hazardous to the environment – if not recycled since tires include a mix of natural and synthetic rubber (produced from crude oil).

The contribution analysis in Figure 4.5.a reveals that most of the impacts of the baseline scenario are generated by the use stage due to the fuel consumption required to offset the casing distortion effects over 600 000 km. Lands required to grow soybean in Brazil and crude oil extraction needed for diesel explain the impact of biodiesel production on ecosystems (E) and resources (R), respectively. Biodiesel combustion generates fine particles and greenhouse gases that significantly contribute to human health (HH) impacts. Also, rubber tree cultivation for natural rubber production is located in countries where deforestation is a major issue, particularly in Indonesia. Therefore, part of the land use change impacts (i.e. on climate change and biodiversity) were attributed to natural rubber from this country, based on national data (Blonk Consultant, 2014). However, according to the same source, Brazilian rubber tree plantations did not expand on forest areas during the 20-year period prior to 2011 and we therefore did not attribute land use change impacts to natural rubber from Brazil. In this case, 50% of natural rubber comes from Brazil and 50% from Indonesia, which partially explains the impacts of the raw material production phase on E.

Figure 4.5.b reveals no significant correlation between material circularity and environmental impacts but rather a reduction of 12% and 22% in the impacts of raw material production on E of regrooving and retreading, respectively: carbon black, steel and rubber[8] (natural and synthetic) are a major contributor to this particular life cycle stage since they constitute 88% of the overall tire weight. However, a decrease in average fuel consumption in the regrooving scenario reduces impacts on every category, although this does not explain the improvements in linearity (according to the MCI measurement). Also, a reduction in raw material production does not offset the impact surplus of the retreading scenario on R and HH. These are due to extra fuel consumption during the use phase and a decreasing amount of credits allocated to EoL reclamation routes due to less material consumption than the baseline scenario.

[8] Further studies reveal that the more synthetic rubber is integrated in the tire, the less impact on human health (HH); up to 30% less when the tire is made of 100% synthetic rubber) but produces a little more impact on E and R (less than 5%) as it would increase fuel consumption up to 0.35 l/100km according to Michelin.

4.2.4.2 Case study: European context

MCI variations in both recycled content scenarios are less significant than the regrooving and retreading scenarios. MCI results move from 0.254 for the baseline to 0.273 for the 4%RC and 0.248 for the 10%RC (see Table 4.3). The latter result reveals the strong influence of a decreasing lifetime over the recycled material, which ends up lowering the MCI of the best recycled content scenario even below the baseline scenario.

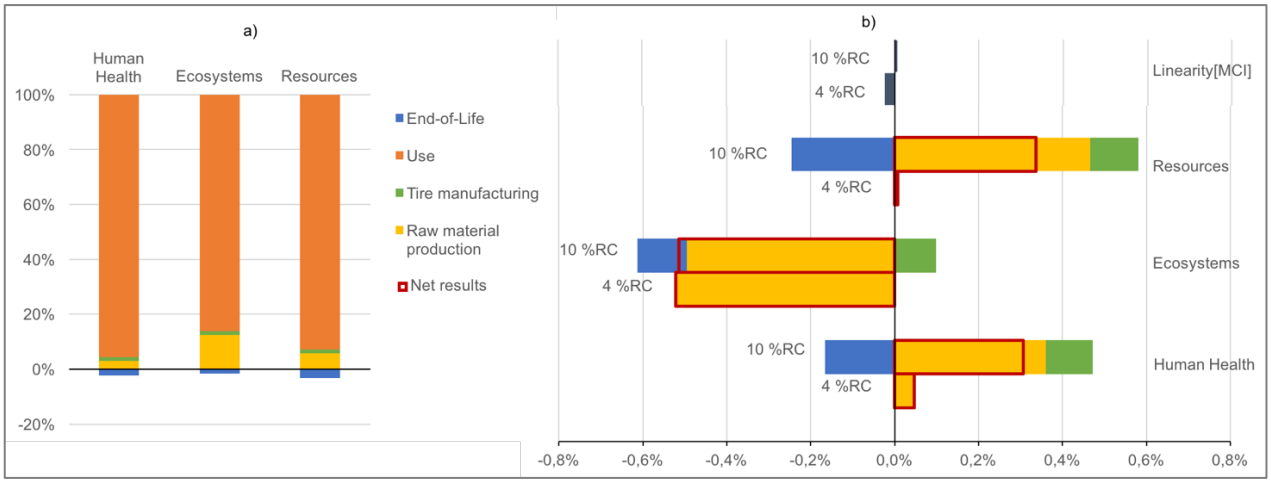

Figure 4.6: Results for the European context: a) Contribution analysis at the endpoint level of the baseline scenario; b) Relative variation of endpoint scores compared to the baseline scenario and impacts on linearity for the 4%RC and 10 RC scenarios.

Figure 4.6.a reveals the significant contributions of the use phase (due to fuel consumption) on every impact category for the baseline scenario in the European context. In fact, the midpoint contribution to endpoint damages in the baseline scenario (see SI) reveals that climate change has a major impact on both HH and E, and fossil depletion mainly has impacts on R. The contribution of raw material production remains under 12% (impacts on E) of the overall impacts on the entire life cycle in Figure 4.6.a and this explains the low variations in LCA results for the recycled content scenarios (Figure 4.6.b).

In Figure 4.6.b, we observe no variation due to the use phase since the integration of recycled content is assumed not to affect fuel consumption. Yet, we observe the overall environmental superiority of the 4%RC against the 10%RC at the endpoint levels. Both cases worsen the impacts on R and HH when compared to the baseline scenario, which is more relevant in the 10%RC case.

Even if impacts on E in both scenarios improve from the baseline, the hierarchy between both recycled content scenarios is still similar. So the 4%RC scenario shifts the burden on HH and R while improving the impacts on E and circularity (in the light of the MCI), whereas the 10%RC scenario only improves impacts on E. Even if it improves foreground material circularity in the latter scenario, it worsens MCI value because of a decreasing lifetime. Note that the scenarios are studied under mechanical treatment and further results on cryogenic treatment are available in the SI.

4.2.5 Discussion

We further discuss MCI and LCA results in relation to the ultimate goal of CE, i.e. the preservation of natural capital and especially the two underlying objectives: preserving stocks of resources and alleviating pollution reservoirs, as described in section 4.2.2.1. This section provides a quite straightforward interpretation of LCA results for tire manufactures and LCA practitioners. We further discuss the choice of indicators in section 4.2.5.2. In section 4.2.5.3, we open a broader debate on scale issues in CE assessment to provide guidance for new CE experts.

4.2.5.1 Interpreting trade-offs between MCI and LCA

In order to quantify the contribution of each scenario to the two specific objectives of CE, we assumed human health and ecosystems indicators to embody pollution reservoirs' alleviation and the MCI and the LCA's resource indicator to quantify the preservation of stocks of resources. In Figure 4.7, each ax yields improvements as positive values, so the results have opposite signs to those in Figures 4.5.b and 4.6.b. Note that the difference in the used tire scenarios in the European context is of little significance as compared to those in the Brazilian context and are therefore not further discussed in terms of trade-offs.

Figure 4.7 suggests that regrooving is the only scenario that provides a decoupling pathway regarding the degradation of natural capital. When using the LCA's resource indicator (instead of the MCI), the positive effects of regrooving on natural resource preservation decreases but still offers an overall decoupling pathway. However, the retreading scenario is less conclusive. The only observable decoupling pathway concerns the impacts on E associated with an MCI

quantification. Otherwise, we conclude that retreading generates different types of trade-offs when looking either at HH or R indicators and a coupling pathway when considering both.

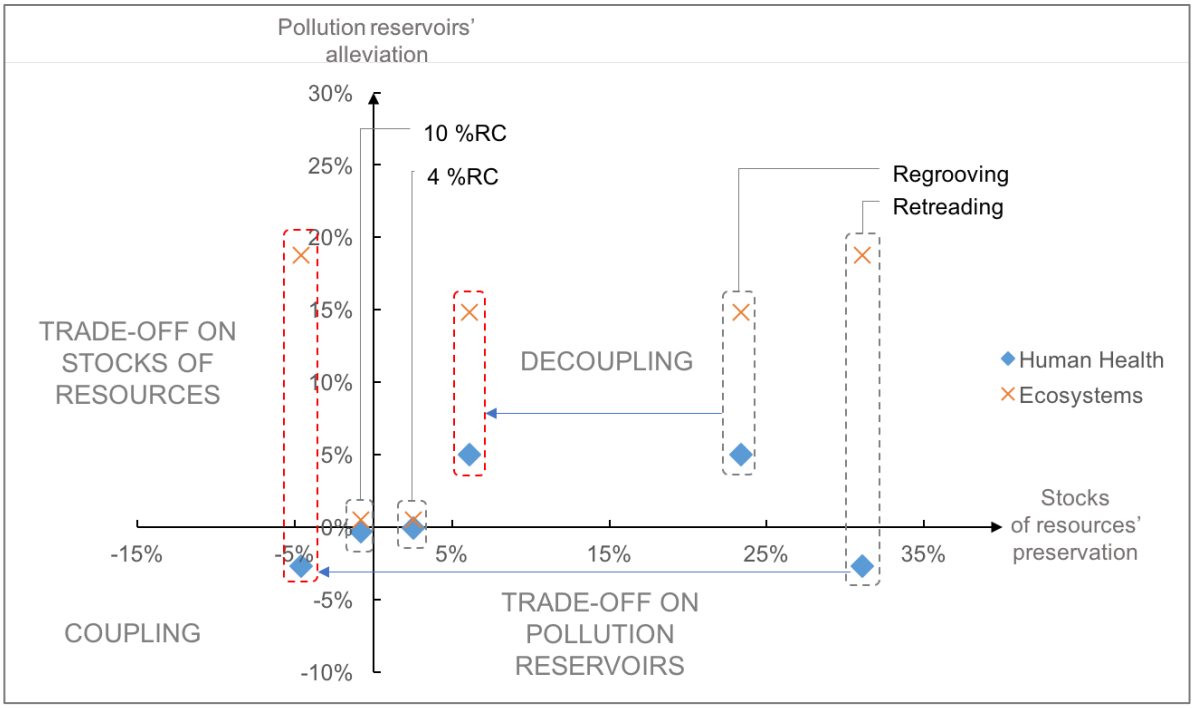

Figure 4.7: Interpretation of the results of the two case studies measuring circular performance according to the two sub-categories of natural capital. Used tire scenarios are plotted in relation to their corresponding baseline scenario (0;0). Improvements in human health and ecosystems damage scores are plotted as positive values along y-axes while x-axes represent improvements in linearity[MCI] and in resource damage scores (red-dashed frames). Only the regrooving and retreading scenarios are represented according to the impacts on resources as they produce significant variations between impacts on resources and LCA.

4.2.5.2 Areas of protection (AoP*s*) and the MCI

In this paper, we evaluated the potential benefits and burdens of used tire scenarios in the context of a transition toward a CE. The preservation of natural capital is the overarching goal broken down into two specific objectives: preserving the stock of resources and alleviating pollution reservoirs. We classified impact indicators on human health and ecosystems pursuing the objective of

alleviating pollution reservoirs. They represent two AoP*s* assessing potential impacts from emissions along the supply chain into the ecosphere and addressing two complementary societal issues. The LCA's resource indicator focuses on the inputs from the ecosphere required throughout the supply chain. Although we made the assumption that both the LCA resource impact indicator and MCI aim to quantify the preservation of stocks of resources, ultimately, the former indicator provides an adequate quantification if we want to remain consistent with AoP logic.

The meaning of the resource indicator in LCA varies depending on the selected life cycle assessment method and is still characterized by a lack of consensus (Hauschild et al., 2013). Depending on the methods, scientifically robust indicators focus on the ultimate availability of resources in the very far future sustainable scenarios, and less robust indicators address actual availability based on present technological and economic conditions (Hauschild et al., 2013). In ReCiPe, the life cycle impact assessment methodology we used here, the resource indicator measures the surplus energy demand to characterize future resource extraction efforts on a monetary basis (i.e. the marginal increase of extraction cost per kilogram of extracted resource (Goedkoop et al., 2009; Klinglmair et al., 2014)). Although this methodology is classified among the best existing models, its main shortcomings are that metal prices fluctuate a lot and every fossil fuel follows the same damage pathway as oil (adjusted by their energy content).

In fact, the MCI and resource indicator in LCA produce different results because they do not account for the same things. The MCI measures how well a product is likely to perform in terms of material circularity by only accounting for the material that constitutes the assessed product. The scope of the analysis is therefore limited to the foreground system. Whereas LCA's resources indicator also accounts for the resources extracted from the ecosphere to supply all the activities of the product lifecycle (e.g. crude oil needed to supply the fuel consumed by tires in the use phase). The scope of the analysis therefore encompasses both the foreground and background system. In the case study in the Brazilian context, the benefits of the MCI refer to raw material savings due to the extension of the tire casing's lifetime, whereas increased burdens of LCA resource indicators are due to higher fuel consumption (and ultimately crude oil) in the use stage and a decreasing amount of credits attributed to waste reclamation in the EoL stage.

4.2.5.3 Scale issues

Hahn *et al.* (2010) point to the issues of scale when assessing corporate sustainability. By using the MCI and LCA's impact indicator on resources, our approach also raises the question of scale accounted for in the two respective indicators in a CE perspective. The former provides data for companies on how much they could benefit from implementing a circular design to preserve the materials that constitute the product, while the latter addresses the issue of resource access at the social level. This explains why the retreading scenario provides benefits in terms of MCI but burdens in terms of the LCA resource indicator. The MCI and LCA indicators serve different purposes in different scales.

4.2.6 Limitations and further research

If the resource indicator in LCA goes beyond the framework of the MCI, a tool for assessing an *authentic circularity* should also account for the consequences of implementing such strategies to avoid any burden shifting or trade-offs. Arnsperger et Bourg (2016) support the assertion that a company can make huge progress in terms of circularity (e.g. by making their products more recyclable per unit of input/output) without making the global economy more circular. In this paper, we kept an attributional approach whereas a consequential one is preferable to attest to an overall improvement in circularity and a contribution to a sustainable society.

In fact, circularity assessment tools are required at different scales (Arnsperger & Bourg, 2016). On one hand, indicators to measure circularity at the individual level (e.g. at a product or a company level) at a micro scale are essential to drive the transition toward circularity. On the other hand, it is also essential for stakeholders to keep an eye on macro scale indicators to prevent any form of consumption shifting to measure the contribution to the bigger picture.

The literature on sustainability feeds the issue that moderates the link between micro to macro scale assessment under the existing opposition between ecoefficiency (Huppes & Ishikawa, 2005) — providing indicators of relative contribution to sustainability—and the eco-effectiveness rooted in the cradle-2-cradle concept (McDonough & Braungart, 2002) promoting absolute ones. It is, however, essential to envision a "sustainable CE paradigm" through both approaches (Bjørn & Hauschild, 2013).

The (dis)connection between the micro and macro effects of circular improvements is a high priority concern for future research in circularity assessment. This cannot be done without considering the various dimensions of the transition toward a sustainable society. Assessment scales and dimensions are two critical aspects to look at when developing circularity assessment tools so as to better identify the type of circularity we aim to quantify.

This requires merging a wide range of research fields such as input-output (IO) tables to capture market behaviours through stock dynamics (see e.g. (Løvik, Modaresi, & Müller, 2014; Pauliuk, Wang, & Müller, 2011). To trace the fate of materials through the economy as proposed by Nakamura et al. (2014), combinations of IO with MFA can provide adequate cross-scale quantification tools.

With regard to the dimensions, the question of adopting an anthropocentric or an ecocentric approach is a thorny topic that underpins the identification of unit value. For instance, integrating the dimensions driving the criticality of resources, as defined by Graedel et al. (2015), in LCIA methodologies (as proposed by Sonnemann et al. (2015)) constitutes a good proposition to extend the former approach to ecological concerns. The adaptation of the 2nd law thermodynamics to assess material and energy depletion on the same basis is maybe one of the best attempts to reconcile both. For instance, recycling processes may be assessed by calculating the degradation of useful energy through exergy analysis (see e.g. (de Almeida, Borsato, & Ugaya, 2017; Dewulf, J. P. & Van Langenhove, 2002; Dincer & Rosen, 2007; Khattak, Greenough, Korolija, & Brown, 2016)) or irreversible energy losses through entropy analysis (see e.g. (Bakshi, Gutowski, & Sekulic, 2011; Rechberger & Brunner, 2002)).

4.2.7 Conclusions

In this paper, we applied LCA and MCI to evaluate the potential of used tires management strategies to (1) avoid burden shifting as Michelin targeted in this study and (2) improve material circularity. We developed an approach to facilitate the identification of trade-offs between preserving the stocks of resources and alleviating pollution reservoir. The results of the case studies provide good insights for tire manufacturers on how to manage used tires to better contribute to the

CE goal. For instance, in Brazil, regrooving offers a pathway that is fully decoupled with the degradation of natural capital, whereas retreading potentially produces trade-offs on HH and R.

This paper proposes a CE concept approach for LCA practitioners and provides insights for new CE experts to improve or design new assessment methodologies. The discrepancy in results between MCI and the LCA resources indicator highlights the narrow definition of MCI system boundaries. Whereas MCI is relevant to support circular design to preserve the targeted materials that constitute the product, LCA provides a complementary perspective on a broader scope in terms of system boundaries and complementary indicators measuring the pressure on pollution reservoirs. Applying both indicators through the approach we developed in this paper makes it possible to readily identify trade-offs related to natural resource preservation and minimize the risk of burden shifting.

Nevertheless, our current understanding of CE strategy modeling lacks an even more systemic view to link the micro levers and the consequences at the macro scale. A CE assessment tool should account for both scales to drive the transition toward an authentic circularity. Also, it is highly relevant to identify and integrate the dimensions that rule the contribution of CE strategies to a sustainable society.

4.2.8 Acknowledgments

The authors are grateful to the Michelin research centre, which provided data for the case studies, to Jennifer Bravinder at Michelin for revising the paper and to the reviewers. This research did not receive a specific grant from a public, commercial or not-for-profit funding agency.

CHAPITRE 5 : ARTICLE 2: ASSESSING SCALING EFFECTS OF CIRCULAR ECONOMY STRATEGIES: A CASE STUDY ON PLASTIC BOTTLE CLOSED LOOP RECYCLING IN THE USA PET MARKET

Geoffrey Lonca, Pascal Lesage, Guillaume Majeau-Bettez, Sophie Bernard and Manuele Margni

Journal of Resources, Conservation and Recycling (under review)

5.1 Présentation de l'article

Dans cet article, nous explorons au-delà du cycle de vie les effets potentiels de boucler les flux de matière en termes d'efficience environnementale et matérielle. Nous proposons alors d'intégrer les dynamiques de marché liées au déplacement de matière occasionné par une amélioration de la circularité au sein d'un système de produit. À travers cette approche, nous questionnons les postulats selon lesquels adopter des pratiques circulaires à l'échelle d'un produit conduirait à (1) des bénéfices environnementaux et (2) une meilleure circularité des matériaux.

Le cas d'étude présenté dans cet article est un projet à l'initiative d'un des partenaires industriels du CIRAIG. Il s'agit ici du cas du recyclage des bouteilles en PET aux États-Unis. Le projet a fait l'objet du projet de maitrise de 3 étudiants successifs de Polytechnique Montréal. Leur travail a permis de réaliser une revue de la littérature sur le recyclage du PET, récolter les données pour la réalisation de l'AFM puis réaliser une ACV. Pascal Lesage, analyste au CIRAIG, et Guillaume Majeau-Bettez, postdoctorant au CIRAIG, ont participé à l'encadrement de chacun des étudiants sur le projet et à la rédaction de l'article. L'article a été soumis à *Journal of Resources, Conservation and Recycling* le 11 décembre 2019. Les auteurs sont : Geoffrey Lonca, Pascal Lesage, Guillaume Majeau-Bettez, Sophie Bernard et Manuele Margni. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible en Annexe B.

Les résultats de cette étude ont été présentés à l'occasion du *Sustainable Packaging Symposium* qui s'est tenu du 16 au 18 décembre 2019 à Santa Barbara (Californie) organisé par le *American Institute of Chemical Engineers* (AIChE).

5.2 Manuscrit

5.2.1 Introduction

The idea that we should strive to develop a Circular Economy (CE) – which would notably increase the recycling of materials within the economy to fulfill human needs with only minimal resource extraction – has inspired new governmental strategies and legislations (Zhijun & Nailing, 2007), along with individual action plans by industries (Bocken, de Pauw, Bakker, & van der Grinten, 2016). For instance, the European commission recently engaged in a campaign promoting CE strategies for plastics. They set an objective to ensure that ten million tons of recycled plastics find their way into new products on the EU market by 2025[9], with 25% going to bottle application (Setboonsarng, 2019). Some companies in textile and other industries stand out by using recycled Polyethylene Terephthalate (rPET) in their product. New applications and sources of rPET are being developed, to find innovative way of reclaiming PET fiber from jackets and introducing bottle-sourced rPET[10]. To support this market development, the Thai chemical company Indorama Ventures, among others, recently massively invested in PET reclamation plants (Setboonsarng, 2019). In general, aiming for a Circular Economy (CE) has a great potential to unite society behind a common goal, calling for a greater coordination between companies, government and civil society, working together towards using less natural resources (or using them more efficiently), while increasing benefits (Lieder & Rashid, 2016) and delivering more useful service (Tukker, 2015) for more people (Meadows et al., 1972).

5.2.1.1 CE indicators and assumptions

Often considered as un umbrella concept (Blomsma & Brennan, 2017; Homrich et al., 2017; Korhonen, Nuur, et al., 2018), and sometimes as an offshoot of Industrial Ecology (IE) principles

---

[9] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1516265440535&uri=COM:2018:28:FIN

[10] See e.g. Norden: https://nordenproject.com/

(Erkman, 1997; Ghisellini et al., 2016; Mattila, Lehtoranta, Sokka, Melanen, & Nissinen, 2012), CE offers a large panel of solutions aiming at decoupling economic growth from resource use (D'Amato et al., 2017). Broadly speaking, CE aims to connect diverse strategies, including production-related and service optimization approaches. Eco-design principles, responsible production and procurement, and reverse logistic are often fostering the creation of material loops, while new business opportunities emerge from service-based approaches, e.g. collaborative economy, maintenance and repair strategies, donating and reselling, performance (functionality) economy, reuse and redistribution or refurbishing.

Recently, a plethora of new tools and methods dedicated to CE assessment have emerged in the literature, as reported in recent reviews (Corona et al., 2019; Elia et al., 2017; Iacovidou, Velis, et al., 2017; Moraga et al., 2019; Parchomenko et al., 2019; Saidani et al., 2018). New indicators are proposed to quantify the "circularity" of individual products (e.g. (Ellen MacArthur Foundation & Granta Design, 2015; Linder, Sarasini, & van Loon, 2017)), companies (e.g. (WBCSD & KPMG, 2019)) and even specific production processes (Wen & Meng, 2015). These indicators mostly combine mass-based quantifications with qualitative attributes, such as longevity (Franklin-Johnson et al., 2016), economic value (Linder, Sarasini, & van Loon, 2017) or other physical dimensions such as the exergy (Dewulf, J. et al., 2007; Huysman et al., 2017). The literature often refers to these narrow scopes (product-, company- or process-scopes) as "micro" scopes (Ghisellini et al., 2016). At least two implicit assumptions underly these micro-scopes quantifications of circularity.

Before introducing these assumptions, we must clarify the terms we use throughout the paper. With "material circularity" we refer to strategies favoring the creation of material loops, as commonly defined in the CE discourse, within a given system. The underlying objective of material circularity is to improve material efficiency. A system is material efficient when it uses the least amount of virgin material per unit of service, or offers the maximal amount of service per unit of virgin material (Allwood, Ashby, Gutowski, & Worrell, 2011). Throughout this article, this scope is restricted to describing strategies that reduce the bill of non-renewable and virgin materials directly introduced into the product composition or improve this product's use and recycling; it does not include the material flows indirectly required for the whole product's lifecycle. When referring to measuring how well a product is managed in a circular way, we use the term of "product-level circular performance", and this works also for market- and industry-level.

The first assumption behind micro-scoped circularity strategies is that closing the material loop at the product or company level is expected to lead to improvements in material efficiency for the economy as a whole (see e.g. (Stahel, W. R., 2013a))**.** In other words, material circular strategies at product level assume implicitly that no negative feedback mechanism outside of their scope may counter their local gains in material efficiency. With this *ceteris paribus* assumption, improving a product's circularity necessarily contributes to a greater level of circularity overall, and to the transition to a CE.

The second implicit assumption of the CE movement is that increasing the recirculation of materials and avoiding virgin material extraction and production is environmentally beneficial (Ellen MacArthur Foundation, 2019; Ma, S., Hu, Chen, & Zhu, 2015). CE initiatives are notably put forward as key measures to mitigate climate change (Ellen MacArthur Foundation & Material Economics, 2019). In other words, it is implicitly assumed that any environmental impact caused by the activities needed to increase the recirculation of material flows are negligible compared to the benefits of avoided virgin material production. Although this heuristic is probably justified in most cases, some notable exceptions to the "3R-VE" rule-of-thumb have emerged in the literature (Finnveden et al., 2005; Van Ewijk & Stegemann, 2016; Zink & Geyer, 2018). The objective of this paper is not to prove that this highly useful heuristic is generally false, but rather to document a real-world counterexample that demonstrates how this heuristic may not always be valid, and that product, material or market specificities need to be accounted for in decision making.

5.2.1.2 PET and case study

In this article, we test the two aforementioned assumptions through a large-scale case study evaluating the circularity of PET in the USA market by exploring whether increasing the use of recycled PET (rPET) within the bottle industry is preferable for the environment. Water bottle companies increasingly strive to include rPET in their production, making bottles from bottles. While such closed-loop recycling may be good for the bottle industry's image, there is a possibility that open-loop recycling, where rPET is used in other applications – like fiber textile, sheets and films – may constitute an environmentally preferable alternative.

During the last decade, an extensive literature explored the circular potential of the PET lifecycle, often blessing the bottle-to-bottle pathway. Welle (2011) observed an increased used of rPET for

bottle application between 1991 and 2011 fostered by an improvement in decontamination efficiencies with the so-called “super clean recycling process”. Combining Material Flow Analysis (MFA), Life Cycle Assessment (LCA) and Multiattribute Utility theory, Rochat, Binder, Diaz et Jolliet (2013) recommended bottle-to-bottle recycling for a Columbian municipality due to environmental economic and social benefits. Kuczenski et Geyer (2013) concluded that bottle-to-bottle recycling subject to the Californian refundable plastic bottle system (CA CRV) was environmentally beneficial. However, the competition for rPET extends beyond the bottle sector even though a preferential purchase of rPET for one purpose may force other production (fiber, sheet, film, etc.) to rely on virgin PET (vPET).

This research work aims to investigate whether or not PET bottle producers should increase the recycled content of their bottles to reach a higher material efficiency and environmental performance. In the present case study, we assess whether prioritizing closed-loop recycling within a single brand (subset of all bottles) or within the entire plastic bottle market (bottles of all brands, i.e. bottle industry) leads to both higher material efficiency and to lower environmental impacts, when we take into account (or not) the entire PET market (all industries using PET). Unlike already published studies assessing the benefits of PET recycling, this research work expands the scope of analysis by encompassing all competing uses of the material and constraints within a given market, and proposes an integrated approach combining MFA, LCA and material circularity assessment. Also, unlike the work of Kuczenski et Geyer (2010), this study is applied to a specific case opposing closed- and open-loop recycling scenarios.

5.2.2 Material and methods

In this section we describe the selected modeling approaches. We performed MFAs to test material efficiency at different scopes, and we integrated it with LCA to evaluate the environmental performance at different scopes, including the value chain of each of the involved activity in the MFA. Key characteristics and data of the PET system in the USA and modeling assumptions are described. One major improvement in the MFA compared to that of Kuczenski et Geyer (2010) is the data update for the US PET market to 2016, including an extensive data collection on imports & exports, and the technical update with primary data for some specific reclamation processes.

5.2.2.1 Selected modeling approach

MFA and LCA provide a good starting point to assessing CE strategies (Moraga et al., 2019). We perform an MFA on the USA PET market based on data collected from different sources, taking the work from Kuczenski et Geyer (2010) as a starting point and refining it with other data such as NAPCOR (2017). We report on these data sources with a detailed process description including all input/output flows in the supporting information (SI). We use the STAN2 software to perform the MFA and OpenLCA software for the LCA using Ecoinvent v3.3 database and IMPACT 2002+[11] for the impact characterization.

We chose the Material Circularity Indicator (MCI) to measure material circularity at the product-level as recommended by Elia et al. (2017) and its many uses in the literature. Its computational structure is flexible enough to capture material flows at the market level. Some recent publications also discussed, tested and compared the MCI to LCA (Lonca, Muggéo, Imbeault-Tétreault, Bernard, & Margni, 2018a; Walker et al., 2018). The methodology for MCI is freely accessible and can be found in Ellen MacArthur Foundation et Granta Design (2015), and a spreadsheet tool is also available online. The SI summarizes the MCI calculation method and data selected for the case study.

In the following sections, we refer to Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results as indicators of environmental performance and MCI scores as a material circularity metric. The MFA results serve to scale up LCA scopes.

5.2.2.2 Scope and scenarios

We restrict the scope of research, for the MFA and the LCA, to PET material and the products where it is used, i.e. bottle, sheet, film, fiber and strapping. System boundaries encompass material

[11] We also test the viability of the chosen method with TRACI v2.1 developed by the USA Environmental Protection Agency, which may constitute a more adequate method given the geographical context, but we observed no difference which could significantly influence conclusions of the study

production and vPET distribution within the several industrial applications of the PET market (we further discuss this approach in section 5.2.4).

We define three scopes of analysis where two scenarios are compared through two indicators**.** Each scope, i.e. single brand (subset of bottles), plastic bottle market (bottles of all brands) and PET market (all industries using PET), is defined by specific system boundaries as per Figure 5.1. A scenario maximizing recycled content into bottle production describes a system prioritizing closed-loop PET recycling into bottles over open-loop recycling and therefore addressing the question raised by PET bottle manufacturers; it is important to note that this scenario does not increase overall recycling, it only reallocates it. It is compared to a baseline scenario representing the current situation (see section 5.2.3.1), with a given share of open-loop and closed-loop recycling provided in the MFA section. The comparison is performed relying on two indicators: the Material circularity indicator (MCI) and climate change impacts from the Life Cycle Assessment (LCA).

Figure 5.1 represents the system boundaries according to the three scopes of the analysis: the USA PET market, the bottle market and the brand market. We defined a specific functional unit for each of them.

- The narrow scope (brand) restricts its assessment to the circularity and LCA indicators for the production of a single bottle, omitting any scaling effect, system constraints or competition for rPET. This scope corresponds to the narrow scopes employed in water bottle companies developing a “green” or a “circular” brand in a scenario maximizing recycled content into bottle production, i.e. a single product line to which we associate the following functional unit: *consumption of one PET bottle in the USA.*
- The intermediary scope represents the bottle market, i.e. all bottles of all brands circulating in the USA territory to which we associate the following functional unit: *consumption of 2.78 Mt PET bottle in a year in the USA.* This scope differs from the previous scope by including scale effects and constraints within the bottle market: the percentage of recycled content is limited by the availability of rPET. This scope is still restricted by its exclusion of any other use of PET from its circularity and environmental evaluation.

- The broader scope includes the entire US PET market, encompassing other industries using PET or rPET from post-consumer bottles to which we associate the following functional unit: *Consumption of 2.78 Mt PET bottle, 1.98 Mt PET fiber, 1.13 Mt PET sheet, 500 kt PET film and 69 kt strapping in a year in the USA,* which is representative of the consumption of bottle and non-bottle PET in the USA in 2016. The weights of each product are defined according to the results obtained with the MFA.

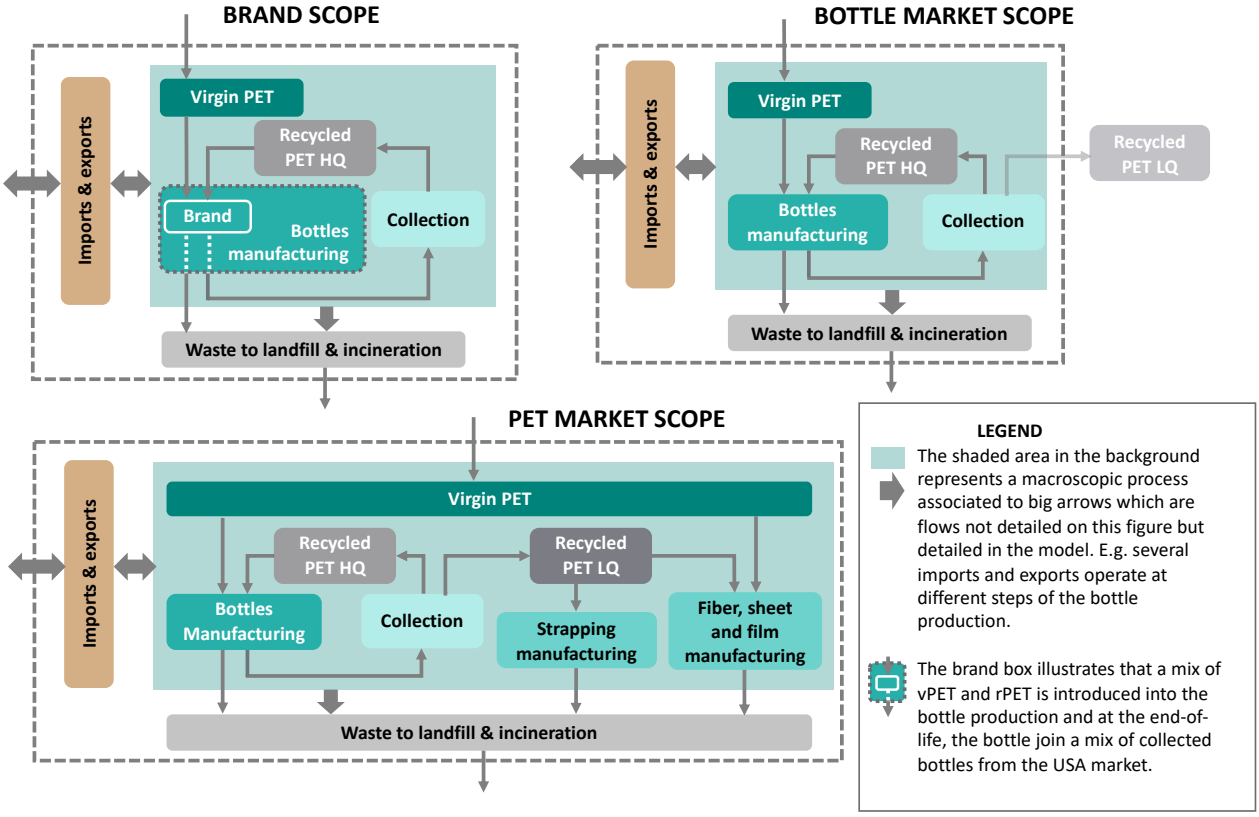

Figure 5.1: Simplified representation of PET lifecycle activities in the USA market with the definition of system boundaries in relationship of the three scopes of analysis. A more detailed version is available in the supporting information.

For each scope, we test the scenario maximizing recycled content in bottle production, which consists in reallocating all rPET to bottle production. In the narrow brand scope, this leads to a potential of 100% recycled content bottle production, which is rather realistic and even trendy in the industry, as the graphical abstract suggests. The two other scopes, bottle marked and PET market, capture potential scaling issues and maximizing recycled content in the production of all the bottles in the USA market is rather a hypothetical case.

5.2.2.3 Processes description and key characteristics of the PET system in the USA

PET bottle production starts with the production of Amorphous PET – often called APET but defined in this paper with a more generic term, i.e. virgin PET – which goes through Solid State of Polymerization (SSP) and other processes further detailed in the SI. The MFA performed by Kuczenski et Geyer (2010) on the USA PET market reveals post-consumer beverage bottles to be the main sources of rPET. In 2016 in the US, 28.4% of post-consumer bottles were collected from 3 different ways: 63.4% were coming from curbside drop-off, 12.4% from deposit program and 24.2% from the California Redemption Value[12] program (CRV). Bottles collected from curbside drop-off were sent to a Material Recovery Facility (MRF) to be separated from glass, metal and paper, sorted by color and cleaned from contaminants. Nearly 20% of PET bottles collected were sent outside the USA (mostly China and India). Among the other 71.6% of non-collected post-consumer bottles, 19.6% were incinerated (Bartolome, Imran, Cho, Al-Masry, & Kim, 2012) – PET has high calorific value ranging between 43.3 and 46.5 MJ/kg (Al-Salem, Lettieri, & Baeyens, 2009) – and the rest were landfilled. The bottles collected then enter two material streams: back to bottle application (closed-loop recycling) and other applications (open-loop recycling). There is also a share of post-consumer PET exported outside the USA where we assume open- and closed-loop pathways to operate in similar proportions and with similar technologies as in the USA.

Closed-loop recycling is technically more difficult and requires further processing before post-consumer PET can be blended with virgin polymer (Chilton, Burnley, & Nesaratnam, 2010). To use recycled PET in bottle production, a decontamination process is required, yielding a High Quality (HQ) rPET. Contaminations can be of physical or chemical nature. Whereas techniques to tackle physical contaminations are relatively easy to implement (Welle, 2011); chemical contamination is a more complicated problem due to the persistence of some components, e.g. organic substances that have been absorbed into the polymer (Welle, 2011) such as moisture impregnation and flavor food presence. The super cleaning process yields a high-quality material sufficiently decontaminated for food application. The high-quality rPET is transformed into flakes

[12] refund after returning the bottle

and then pellets before entering the bottle production processes. The material efficiency of the super cleaning process is nearly 67.6% , meaning that 32.4% of the rPET going through that process is sent to waste treatment (NAPCOR, 2017).

Recycled PET can be used for products other than bottles. Such open-loop recycling typically does not require further cleaning process and yields a Low Quality (LQ) rPET. The material efficiency of the LQ recycling process from bottle reclamation is nearly 68.12% (NAPCOR, 2017), which is quite similar to HQ recycling efficiency. Some rPET entering the reclamation market to LQ flake are used to fully replace steel and polypropylene straps for strapping medium and heavy bales. For simplicity, we consider rPET as the only material source for strapping application, which has no significant impact on the final results since the volume of rPET strappings is really small compared to other recycling avenues. LQ rPET also finds applications in sheet, film, fiber production and resin engineering. Film production requires a single extrusion process and finds application for printing and medical imaging. Sheet production requires thermoforming and extrusion processes. Having a greater thickness and stiffness, sheets are used for plastic container for food packaging and shipping (Kuczenski & Geyer, 2010). Recycled PET is also a good substitute for vPET used to manufacture fibers, which are widely used in textile industry (Aizenshtein, 2009). Recycled PET is also used in resin engineering for composite materials and polymer blends (Kuczenski & Geyer, 2010).

5.2.2.4 Assumptions and modelling choices

We detail in the SI the model choices, input data and assumptions regarding three types of processes: (1) virgin PET and production of PET products, (2) imports and exports and (3) bottle collection and recycling. For import and exports, we found the stream share associated to each country of origin or destination on different databases, such as UN Comtrade database for PET resins or IBIS World dataset for PET bottles. We estimated distances for boat, train and freight lorry transports based on major cities selected on trade activities and geographical location criteria. We adapted the electric mix to each country based on Ecoinvent v3.3 database for production of imported goods. To avoid counting transports twice, we chose to include the environmental impacts of transports only for imports, not for exports, except for post-consumer products that are assumed to displace production elsewhere.

5.2.3 Results

5.2.3.1 Baseline

Our study yielded an MFA of the flows of vPET and rPET materials in the USA market in 2016, embedded in bottle, fiber, sheet, film and strapping product flows, as they interact with and are transformed by processes of solid state polymerisation, injection, stretch blow moulding in the brand and bottle market scopes, processes such as extrusion, thermoforming in the PET market scope as well as HQ and LQ flakes and pellets reclamation. This detailed MFA is available in full resolution in the SI, notably with estimates of the amount of HQ and LQ rPET pellets going to bottle and other applications.

Figure 5.2 aggregates and summarizes the key MFA results. One third of rPET available, i.e. after being collected and recycled, entered the closed-loop pathway. Annual production was: 4.2 Mt of vPET, 0.20 Mt of rPET used in bottle application, and 0.48 Mt of rPET used for other applications (0.29 Mt entering the market for fiber application and 0.19 Mt entering the market for sheet and film applications). An additional 7.0 t goes to strapping application. Also, 0.17 Mt of post-consumer PET was exported outside the USA (process called “Bale export”), leading to save 0.1 Mt of vPET production. Thus, 14% of vPET entering the USA PET market during 2016 was recycled into bottles and other applications, when including exported bale PET outside the USA territory it yields a 17%. Within the USA territory, 32% of rPET – which represents 5% of total vPET – entered the closed-loop pathway while 68% of rPET, i.e. 10% of vPET, entered the open-loop pathway. The complete MFA calculated with STAN is detailed in the SI.

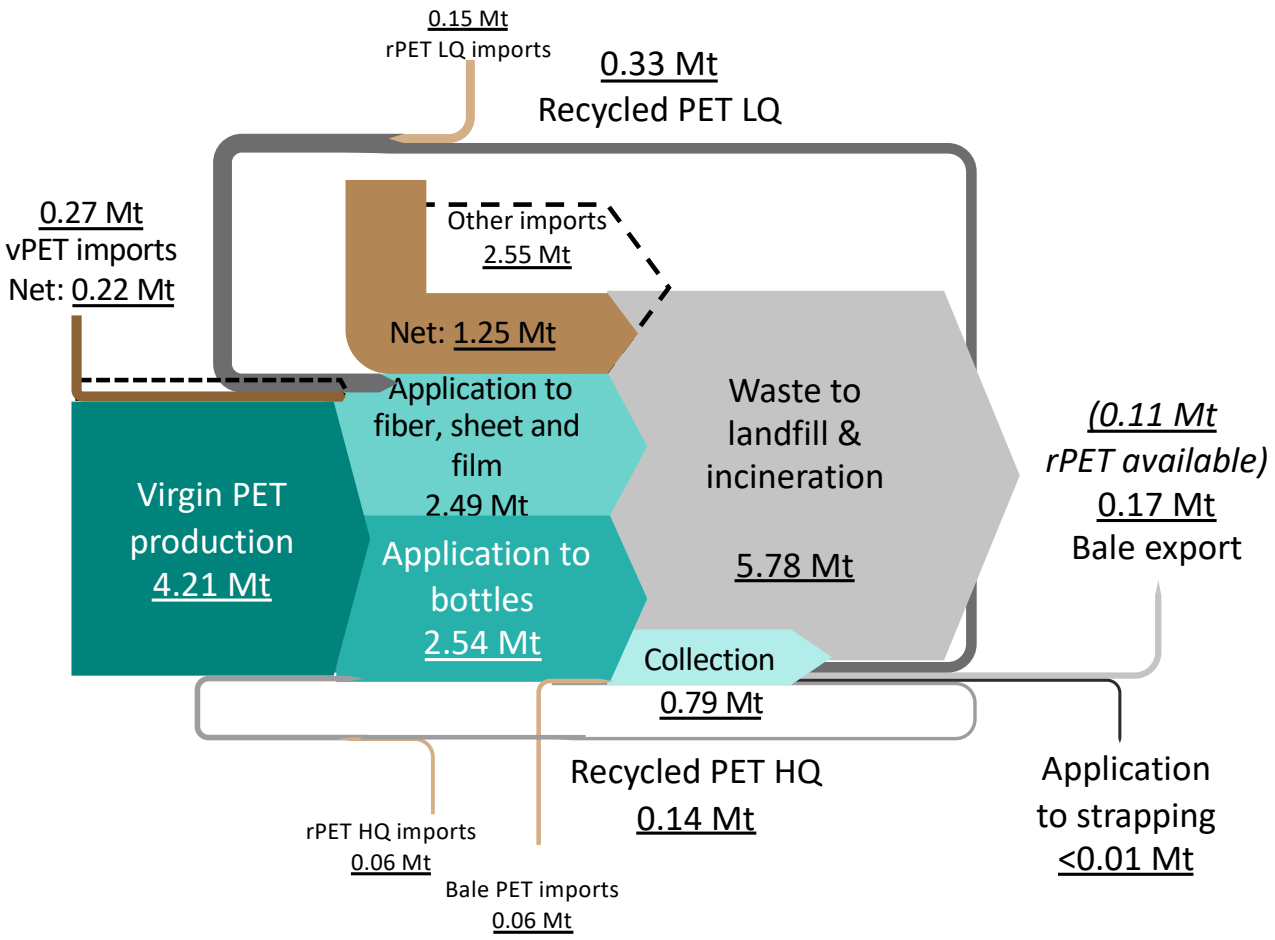

Figure 5.2: Sankey diagram from the Material Flow Analysis of the USA PET market in 2016. Terminology is consistent with Figure 5.1 with more details on imports and exports. "Bale export" represents recovered bottles sent outside the USA before reclaimed into flakes and being available as rPET. "vPET imports" and "Other imports" represent the difference between imports and exports (net value). "Other imports" contains resin sheet grade and bottle grade, sheet, film, fiber and bottles as well as post-consumer fiber exports.

5.2.3.2 Scenario maximizing recycled content into bottle production

The scenario maximizing recycled content in bottle production assumes all available rPET enters the closed-loop pathway to be used in bottle manufacturing. Two patterns are observed when evaluating the material efficiency of this scenario through the MCI indicator. First, MCI scores are improved compared to the baseline scenario when evaluated within the brand and bottle market

scopes, by 171% and 24% respectively (Figure 5.3). It worsens by a negligible 3.5% when evaluated on the broader PET market scope due to the slightly lower material efficiency of the super cleaning process. Second, the smaller the scope, the higher the MCI that is attainable through maximizing recycled content into bottle production strategy. Within the brand assessment scope, the closed-loop scenario shows the highest MCI score, since the share of recycled content is maximized up to 100%. Although the scenario maximizing rPET in bottle production consists in reallocating all rPET production to bottle manufacturing, the current PET recovery rate is not enough to supply the whole bottle market, leading to no more than 20% recycled content. The MCI is the lowest for the broader PET market assessment scope because other products using PET are not currently recovered, meaning that the diversion of rPET towards the bottle market increases by the same amount the need of vPET for other applications, and shifts recycling from the low-quality to the high-quality process.

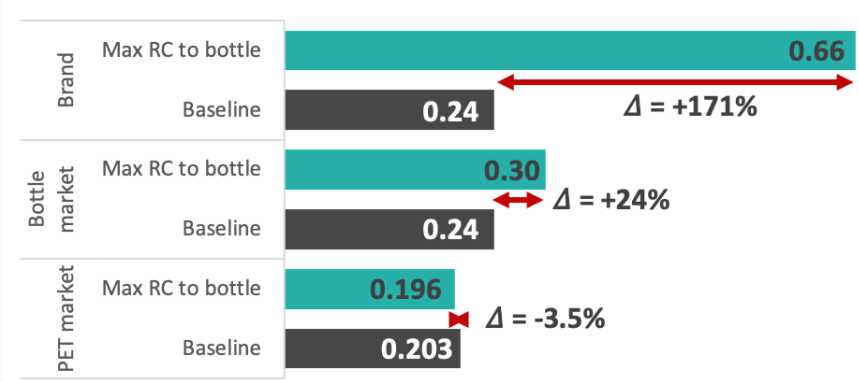

Figure 5.3: MCI scores variation with the maximizing recycled content into bottle production scenarios corresponding to three assessment scopes. Scores range from 0 to 1. MCI score for baseline scenario in the brand and the bottle market scopes are similar.

The evaluation of environmental performance of the scenario maximizing recycled content into bottle production are presented in Figure 5.4 for the three scopes of analysis. Results are presented for climate change (CC) indicators. Other indicators are provided in the SI. A brand that would decide to introduce more recycled content into bottles up to 100% would decrease the CC footprints of each bottle by nearly 15%. Environmental gains on CC impacts are due to the substitution of "virgin PET" (responsible for 34% of CC impacts in the baseline scenario) with recycled PET supplied by the aggregated process "Recycling", which includes the different activities from collection and the reclamation to flakes HQ (including the super cleaning process) and then to HQ

pellets production as described in section 5.2.2.3. In the baseline scenario, recycling postconsumer PET is responsible for 3% of CC impact which goes up to 21% in the scenario maximizing recycled content in bottle production. This gain is within the range revealed by the literature on the emission reduction by substituting 1 kg of vPET with 1 kg of rPET (Bataineh, 2020; Benavides, Dunn, Han, Biddy, & Markham, 2018), i.e. roughly between 25 and 75 % reduction for rPET compared to fossil fuel-derived PET. In both the brand and the bottle market scope, the process called “Product manufacturing” is the biggest contributor to CC impacts. Injection stretch blow molding processes are major contributors to bottle manufacturing as the contribution analysis in the SI reveals.

Bottle manufacturers potentially have access to 0.68 Mt of rPET, i.e. sum of the total rPET available on the USA ground (0.14 + 0.33 Mt) plus the imports (0.15 + 0.06 Mt) (see MFA reported in Figure 2). Scaling the benefits of the scenario "Maximal recycled content into bottle" within the brand scope for 0.68 Mt of rPET would result in 565 Mt CO2eq avoided emission, an improvement of 15% from the baseline.

Expanding the scope of the analysis to the bottle market, introducing more recycled content into bottle production has the potential to decrease vPET supply in the bottle industry by only 15% (“X” in Figure 5.4), recovered PET in the USA being limited to 0.79 Mtons/year (as per Figure 5.2). The CC reductions associated with a 15% decrease of vPET production are largely cancelled out by increases in climate impacts of recycling processes, because CC impacts of rPET HQ flake production are very close to those of vPET production. This strategy thus yields a net CC impact reduction of less than 3% across the bottle industry’s lifecycle.

Broadening the assessment scope to the whole PET market, the scenario maximizing recycled content into bottle production does not generate improvement in terms CC impacts. It even increases the overall vPET demand by 2% due to a higher loss (about 2%) for the recycling process of HQ rPET relative to LQ rPET. In the next section we analyze the sensitivity of the total emissions regarding these parameters. Hence, using a larger fraction of rPET to produce bottles requires more of HQ rPET, which may be environmentally costly compare to the LQ rPET necessary for other applications. These results show that a circular strategy may seem interesting in a narrow scope, but less interesting when expanding the scope of analysis accounting for further (industrial) synergies and potential burden shift. Additional LCIA results in the SI reveal similar tendencies with impacts on Human Health, Ecosystem Quality and Resources. The Resource impact category

exclusively embodies non-renewable energy consumption in the context of the PET market since mineral resources are used only indirectly through the lifecycle to manufacture bottles.

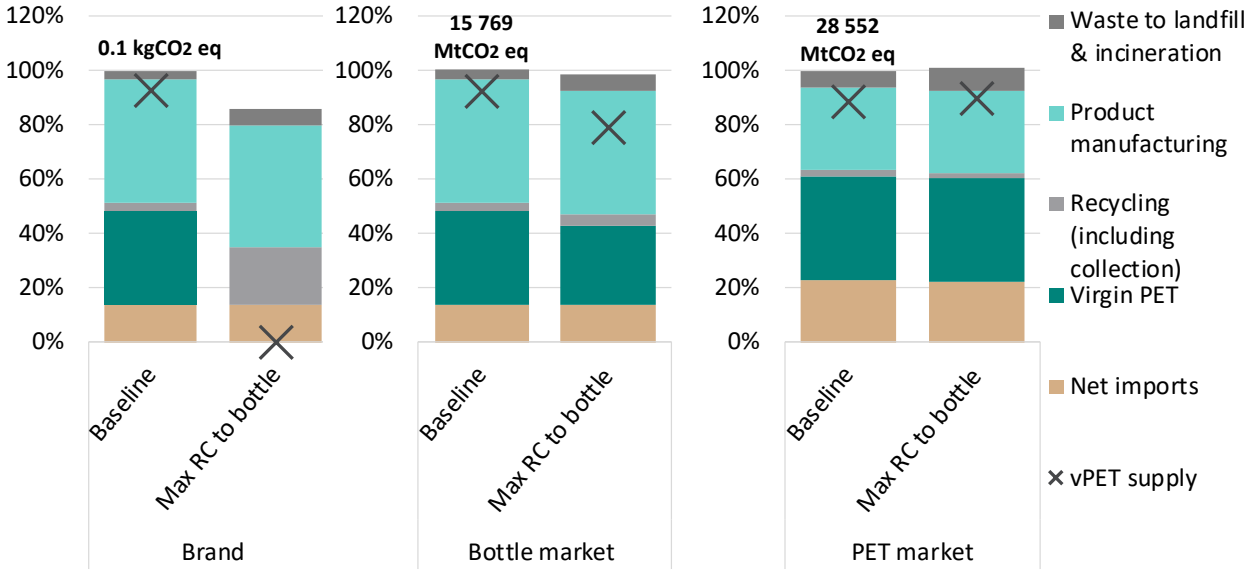

Figure 5.4: Relative impact scores on climate change and vPET production. Virgin PET production represents the mass percentage always referring to the baseline scenario. Imports and exports represent all types of flows i.e. vPET, rPET and finished products.

5.2.3.3 Sensitivity analysis on a simplified model

To generalize the analysis and the interpretation of the most influential parameters on system performance in terms of material circularity and environmental impact, we developed a simplified model focusing on the PET feedback loops represented in Figure 5.55. The model is scaled up to the yearly market size for bottles and other applications using PET in the USA PET market, i.e. fiber, film and sheet. The model is simplified into a restricted number of aggregated unit process: production of virgin PET, bottles, other (products), waste (treatment), HQ and LQ rPET recycling. For each unit process, characterized emissions per unit of output are calculated by aggregating the emissions of more detailed processes, such as injection and stretch blow molding within the bottle production. By doing so, the model assumes no variation of flow size between each detailed process to another due to losses, imports and exports. We analyzed the influence of three key circularity parameters on the total impact score of the system: the fraction of post-consumer bottles collected (μ), the fraction of rPET going to bottle application (θ) and the recycling efficiency of processes

leading to HQ and LQ PET pellets (η_{HQ} and η_{LQ})[13]. We add up the characterized emissions per unit of rPET from bottle collection to those of PET reclamation processes (HQ and LQ). Thus, we perform a sensitivity analysis of the key circularity parameters on the simplified model described on Figure 5.55 using equation 1:

$$I = I_{vPET} + I_{production} + I_{rPET(HQ)} + I_{rPET(LQ)} + I_{waste}\ , \quad (1)$$

where I stands for impact score, climate change in this case. Also, we consider that what flows in each recycling pathway (HQ and LQ) scales the emissions associated to their respective process, not what flows out, which is why η_{HQ} and η_{LQ} do not appear in equations 4 and 5, respectively. Except for "Bottle" and "Other" production processes in equation 2, we can express the impact score of each process as a function of at least one key circularity parameter on each process, as per equations 3 to 6, with variables defined in Table 1.

$$I_{production} = S_{bottle}E_{bottle\ prod} + S_{other}E_{other\ prod}\ , \quad (2)$$

$$I_{rPET(HQ)} = S_{bottle}\mu\theta E_{rPET(HQ)}\ , \quad (3)$$

$$I_{rPET(LQ)} = S_{bottle}\mu(1-\theta)E_{rPET(LQ)}\ , \quad (4)$$

Equation 2 shows that impacts of bottle production are not affected by influential parameters on system performance in terms of material circularity as per the model, contrary to the impacts of HQ and LQ rPET (equations 3 and 4). Equation 5 scales the emissions of vPET production (E_{vPET}) by the net demand of virgin PET (term in bracket), which is estimated based on the total demand for PET ($S_{bottle} + S_{other}$) minus the amount of rPET that can be obtained from bottle recycling (based on μ, θ , η_{HQ} and η_{LQ}). Equation 5 is only valid as long as the production of LQ rPET lower than the demand generated by non-bottle use (S_{other}).

[13] LCA reveals lower impacts on climate change from importing rPET rather than producing it in USA, because of a lower carbon intensity of the electricity mix where rPET is imported. International trade network is subject to many factors excluded from the scope of this study. To avoid trivial results, we exclude the rPET imports from the tested parameters such that we do not make any differentiation between imported and domestic PET production, i.e. considering that all PET is produced in the USA.

$$I_{vPET} = \left[S_{bottle}\left(1 - \mu\left(\eta_{HQ}\theta + \eta_{LQ}(1-\theta)\right)\right) + S_{other}\right] E_{vPET}\,, \quad (5)$$

Since we model a system at steady state, the demand for additional virgin materials must equal the non-recycled fraction, i.e. the amount of materials sent to waste management, which explains the similarity between equation 5 and 6.

$$I_{waste} = \left[S_{bottle}\left(1 - \mu\left(\eta_{HQ}\theta + \eta_{LQ}(1-\theta)\right)\right) + S_{other}\right] E_{waste}\,. \quad (6)$$

Table 5.1 : Scaling factors, characterized emissions per unit flow and key circularity parameters.

S_{bottle}	yearly market size for bottle [Mt]
S_{other}	yearly market size for other applications [Mt]
E_{vPET}	characterized emissions per unit of vPET produced [$kgCO_{2eq}$ /Mt]
$E_{rPET(HQ)}$	characterized emissions per unit of rPET High Quality produced [$kgCO_{2eq}$/Mt]
$E_{rPET(LQ)}$	characterized emissions per unit of rPET Low Quality produced [$kgCO_{2eq}$ /Mt]
$E_{bottle\ prod}$	characterized emissions per unit of bottle manufactured [$kgCO_{2eq}$ /Mt]
$E_{other\ prod}$	characterized emissions per unit of other product manufactured [$kgCO_{2eq}$ /Mt]
E_{waste}	characterized emissions per unit of waste treated [$kgCO_{2eq}$ /Mt]
μ	fraction of post-consumer bottles collected
η_{HQ}	recycling efficiency of processes leading to High Quality (HQ) PET pellets
η_{LQ}	recycling efficiency of processes leading to Low Quality (LQ) PET pellets
θ	fraction of rPET going to bottle application ($1-\theta$ is the share of rPET going to other applications).

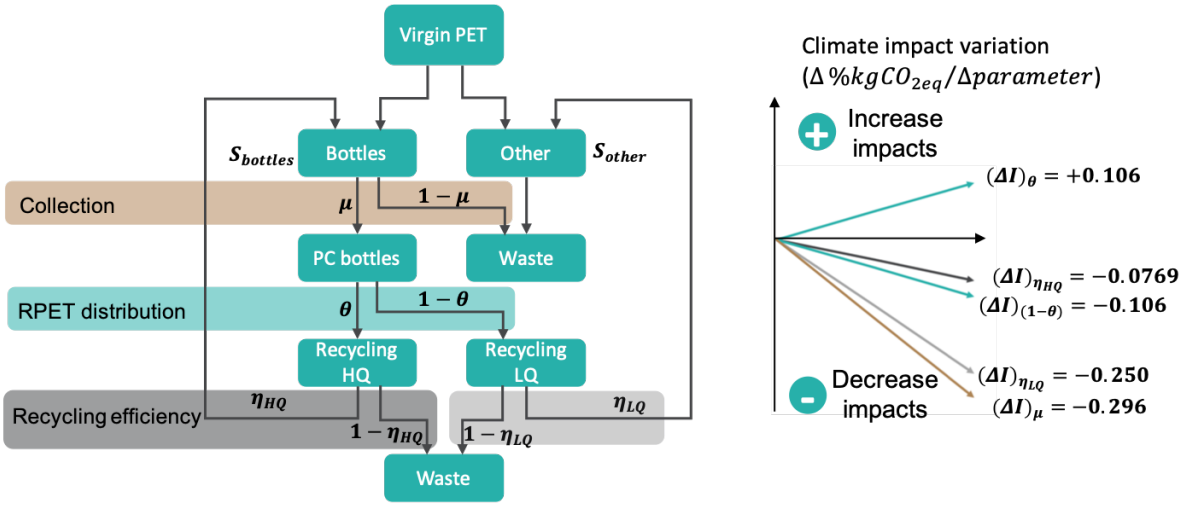

Figure 5.5: Left: simplified representation of the actual USA PET flows with tested key circularity parameters. Right: slopes representing the influence of key parameters to the total impacts on Climate Change of the USA PET market, such that e.g. $(\Delta I)_{\mu} = (I_{\mu_1} - I_{\mu_0}) / (\mu_1 - \mu_0)$. The lower it is, the less overall impacts.

Sending all rPET to other applications is not the most influential key circularity parameter. Our preceding results revealed that favoring open-loop recycling lowers climate change impacts, unlike bottle-to-bottle recycling. But Figure 5 shows that increasing bottle collection rate is the most sensitive parameter to reducing CC impacts $(\Delta I)_{(\mu)}$, more than sending all rPET to other applications $(\Delta I)_{(1-\theta)}$ or improving recycling efficiencies $(\Delta I)_{(\eta_{HQ})}$. This is aligned with the conclusion drawn from the MFA performed by Kuczenski et Geyer (2010) that increasing both the collection rate and reclamation capacity are the most influential parameters in terms of material circularity improvement in the USA PET market. In fact, reducing impacts on CC is more sensitive to improving recycling efficiency of LQ rPET than acting on the rPET distribution. We further discuss this statement in section 5.2.5.1.

5.2.4 Discussion

If the CE movement supports material circularity as a means towards both resource preservation and environmental sustainability, we demonstrated with this case study on PET recycling in the USA bottle industry that this heuristic cannot be taken for granted for all materials. **Erreur! Source**

du renvoi introuvable. summarizes case study results. Hereby we discuss the theoretical meaning of the results and their implications for CE assessment.

Table 5.2 : MCI and climate change impact scores improvements made moving from baseline to maximizing recycled content into bottle production scenario according to each assessment scope. "+" sign means improvements are made moving from baseline to maximizing recycled content into bottle production, whereas "-" means worsening of indicators.

Scope	Brand	Bottle market	PET market
MCI	+ 175%	+ 25%	- 3.5%
LCA-CC	+ 15%	+ 3%	∽

PET bottle collection constrains the rPET availability to fulfill the demand of the bottle market

PET reclamation process to Low Quality rPET, used in other applications such as fiber textile, is more efficient

5.2.4.1 On material circularity assessment

This case study is an example illustrating that implementing material circular strategies at the product level do not necessarily increase material efficiency for the system as a whole. By using the MCI, we measured how good we are at implementing circular strategies within a given scope, which is different from measuring the global material efficiency of the strategy. The case study results reveal that implementing circular strategies at the product level does not necessarily lead to higher material efficiency when expanding the scope of the analysis to the bottle market and the whole PET market, as reflected by a worsening MCI score. For instance, maximizing recycled content into bottle production leads to a slight increase of vPET use (+1.9%) for the PET market as a whole, leading to a worsening of the MCI of the whole system by 3.5%, due to the marginally worse material efficiency of the super cleaning process compared to other recycling processes.

Thus, the *ceteris paribus* assumption that micro-scale circularity measures will translate into net gains in material efficiency does not hold in this case.

In term of material circularity assessment, this case study also proves that supporting the adoption of circular strategies with a MCI score calculated at the product level can be misleading because of an excessively narrow scope of analysis that overlooks opportunities to improve material efficiency through further symbiosis outside the product system. This also hides potential unintended consequences of competition for the recycled materials with other applications. Thus, promoting product level circular strategies happens to be disconnected from the symbiotic purpose of CE

This example also demonstrates that, contrary to the second implicit assumption of micro-CE analysis (see section 5.2.1.1), implementing material circular strategies at product level is not necessarily synonymous with better environmental performance. If we consider CE not as an end in itself but rather as a pathway towards environmental sustainability, it is counter-productive to adopt a circular strategy that leads to increasing environmental impacts. Indeed, resource preservation and environmental impacts reduction are complementary targets (or non-substitutable), i.e. improving one does not compensate for worsening the other. The question of whether CE metrics give robust guidance towards environmental sustainability is not straightforward. As the present case study showed, implementing circular strategies at the product level does not necessarily reduce environmental impacts on a market-wide assessment scope. In fact, focusing on material circular strategies at product level might divert the attention from other opportunities to progress on environmental performance.

Previous works have also provided a similar counterexample such as the case study on used tires in Lonca, Muggéo, et al. (2018a). However, while that case study explored burden shifting from one lifecycle stage to another, the shift of burden in the present case study comes from a market constraint that can be included only by broadening the scope definition. In terms of CE assessment, this case proves it can be useful to use MFA to complement LCA in monitoring “market leaks”, i.e. displacing the impacts from one PET product to another.

5.2.4.2 On the concept of downcycling

The assumption that circularity and environmental impact are improved by closed-loop recycling is at least partly based on the fact that bottles can continue to be recycled, while the open-loop recycling ultimately removes PET from the system. Yet, there is an environmental advantage to open-loop recycling. The definition of closed loop, which is strongly bound to company and product perspectives, overlook circularity opportunities operating at a broader scale such as the material market dynamics. This also supports the point made by Geyer et al. (2015) that distinguishing open loop from closed loop is a blind preference that is environmentally misleading[14].

Geyer et al. (2015) were careful to distinguish between open-loop recycling (where a product is re-used in a different application) and "downcycling" (where the quality of the recovered material is lower). The use of a material in a different process for a different purpose does not necessarily mean that the quality and the utility of the material were reduced. Indeed, Geyer et al. (2015) stress that their defense of open-loop recycling should not be taken as a defense of "downcycling"; " the notion of *impact reduction potential* is a better principle for guiding recycling decisions, given that it disfavors secondary resources of poor technical and economic value while ensuring displacement potential" (Geyer et al., 2015).

Our results seem to constitute a vindication of "downcycling", as prioritizing the production of HQ rPET over LQ rPET brought no benefit. This partial vindication, however, should not be overly generalized. The preference for downcycling is likely to hold true for other systems with similarly (1) low recovery rates of high-quality material and (2) high demand for low-quality material in applications without end-of-life recovery. In such systems, with an important final-use sink for low-quality material, striving for high purity recycling proves futile; the system necessarily relies on high inputs of virgin material regardless of the purity of the recycled flow. In other circumstances, however, where the use of virgin material is driven by the need to dilute impurities

[14] Geyer and colleagues' demonstration however relies on a dynamic approach of material looping. Considering only one application for a material commodity spontaneously induces to believe that the total amount of secondary material produced during successive years takes the form of a geometric sum. However, Geyer et al. (2015) recall that the geometric sum argument misses the fact that primary input reduces in a closed-loop system.

in secondary material, the assumption that maintaining high-quality material loops leads to improved resource and environmental efficiency is likely to hold.

5.2.5 Further targeting resources efficiency

5.2.5.1 Bottle market forces

As suggested by the sensitivity analysis, PET bottle collection (μ) is the best lever to reduce overall CO_2 emissions, while increasing the share of PET collected going back to bottle production (θ) does not help improving environmental performance of the USA PET market (I). This does not exclude the possibility that improving μ would allow increasing θ without increasing I. In other words, the environmental benefits from bottle manufacturers to increase the recycled content in their bottles depend on governmental incentives, plastics reclamation plants efficiencies, consumers responsible behavior to improve the PET collection rate and their willingness to pay for potentially more expensive PET bottles.

It is tempting to conclude the best environmental solution at the PET market scale is to increase post-consumer bottle collection and to increase the reclamation rate into other PET applications while improving recycling efficiency of rPET LQ. However, considering circularity parameters as equivalent environmental levers is misleading since they might not imply similar effort, i.e. each percentage improvement in any circularity parameter does not necessarily represent the same effort in terms of e.g. monetary investment. In other words, we did not investigate whether investing one dollar in a PET bottle collection program is more beneficial than investing it in improving LQ rPET recycling facilities. Determining what investment would give the best bang, in terms of material circularity and environmental impacts, for the buck, remains an unexplored but highly promising research area.

5.2.5.2 Further targeting resource efficiency

A CE is an economy that fosters resource efficiency (McDowall et al., 2017). Indeed, relying on the idea of productivity (Huppes & Ishikawa, 2005), we can say that decoupling economic growth from resource use is similar to improving resource efficiency of the economy. Thus, a CE fosters

resource efficiency by yielding the highest amount of valuable input for society with less resources. In this study, we assumed a fixed demand for PET products, and hence exclude the fact that a change in the vPET market size may have wider impacts on the oil and gas industry and its other applications. By excluding other applications where similar resources are used, we cannot discuss whether increasing recycled content into bottle production is an efficient use of resources or not.

When exploring circular strategies from the PET market perspective, we intend to answer the question: how can we efficiently achieve a given function (or provide a given amount of service) minimizing virgin material (and ultimately resource) use and environmental impacts? Seeking efficiency in an economy driven by the market has empirically demonstrated the ability to generate environmental adverse effects caused by consumption shifting, as per the rebound effect phenomenon (Greening, Greene, & Difiglio, 2000; Makov & Font Vivanco, 2018; Vivanco & van der Voet, 2014; Zink & Geyer, 2017). Instead of looking at one particular product and seeking the best circular case with respect to a specific material content, this article suggests we should be looking at the whole set of products served by the specific material, and to seek the best material market-wide circular case.

5.2.6 Conclusion

Plastic products acceptability is declining along civil society, and replacing vPET with rPET in bottle production is increasingly becoming a strong selling argument. The objective of this paper was to assess whether increasing rPET use within plastic bottle production leads to higher material efficiency and better environmental performance. The MFA revealed that 4.6% of the USA PET market in 2016 was circulating in closed loop within a bottle-to-bottle pathway, while a 9.8% was following an open loop pathway towards fiber, sheet and film applications. The integrated MFA-LCA assessment framework revealed that increasing closed-loop recycling within the bottle industry does not reduce virgin PET production, nor reduces GHG emissions, at the whole market perspective. Closed-loop recycling happens to compete with other applications more beneficial from an environmental point of view, even if PET used in these applications cannot be further recycled. Sensitivity analysis reveal that efforts should rather concentrate on increasing the post-consumer bottle collection rate and improving the efficiency of low-quality recycling.

The argument that improving material circularity of one product brand is beneficial for the average product market is not necessarily true. This case study demonstrates that material circular strategies at the product level do not necessarily give significant benefits when there is an important "sink" of the material (final use without recycling options) that is much greater than the recovered quantities, or the recycling process itself is material/energy/emission intensive compared to the supply of virgin material. Combining material circularity assessment and LCA is essential to identify trade-offs between material circularity and environmental performance. Also, the MFA has proven useful to monitor scale effects. Thus, the combined use of MFA and LCA helps the risk of burden shifting due to unintended consequences of market effects occurring outside the scope of a single product. Therefore, we recommend assessing product-level circular strategies considering a broader scope of analysis when there are other competing users in the market of the same material.

From the viewpoint of the practitioner, defining system boundaries larger than the company he works for might be counterintuitive. However, higher benefits from implementing circular strategies on a broader scale can be expected. For instance, a bottle company might not see direct benefits favoring the use of rPET in other products, but favoring PET circularity at the whole market level, e.g. contributing to the effort of increasing the collection and reclamation rather than increasing the competition in the rPET market, may participate in ensuring PET bottle market sustainability.

5.2.7 Acknowledgements

The authors are grateful to the students who contributed in this project: Pierre-Olivier Hays, Laurie Douré-Ouillet and Nicolas Mochel. The CIRAIG would like to thank its industrial partners for their financial support: ArcelorMittal, Hydro-Québec, LVMH, Michelin, Nestlé, OPTEL, Solvay, Total and Umicore.

CHAPITRE 6 : ARTICLE 3: A VERSATILE APPROACH TO ASSESS CIRCULARITY: THE CASE OF DECOUPLING

Geoffrey Lonca, Sophie Bernard and Manuele Margni

Journal of Cleaner Production

6.1 Présentation de l'article

Cet article présente une déclinaison plus généraliste de l'utilisation d'un indicateur de performance dédié à l'ÉC. La méthodologie formulée ici est une proposition pour mesurer le niveau de contribution individuel (partiel) à un découplage global à partir d'une mécanique calculatoire simple basée sur l'équation IPAT. Elle suggère une coordination des différents leviers d'actions et à différents niveaux systémiques pour conduire le développement d'une ÉC et durable.

Le cas d'étude de cet article reprend des travaux menés par *Material Economics*, un cabinet de consultants suédois spécialisé dans les sujets liés à la gestion durable des ressources, et plus particulièrement de leur rapport intitulé *The circular economy : A powerful force for climate mitigation* sortie en 2018. La section de l'article concernée (section 6.2.4) a été révisée par un des consultants ayant participé à la rédaction du rapport en question. L'article qui suit a été publié dans *Journal of Cleaner Production* en septembre 2019. Les auteurs sont : Geoffrey Lonca, Sophie Bernard et Manuele Margni. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible en Annexe C.

6.2 Manuscrit

6.2.1 Introduction

The CE concept undergoes a stage of validity challenge (Blomsma & Brennan, 2017) that is crucial for a successful and broad adoption. For the last few years a wide range of literature on CE have been published, revealing an increasing interest for this concept among scholars. Despite several attempts to create a consensus on the definition (Geissdoerfer et al., 2016; Kirchherr et al., 2017; Murray et al., 2017), the CE tends to validate every aspects of Gallie's essentially contested concept (Gallie, 1955; Korhonen, Nuur, et al., 2018). Indeed CE is a collection of vague and separate ideas

from different fields (Korhonen, Honkasalo, et al., 2018), leading to the generation of various definitions and tools from a diversity of actors competing in their respective achievements. Clarifying goals and establishing strong foundations for CE need careful attention to benefit both society and environment (Murray et al., 2017). In this paper, we propose a tool able to measure the contribution of circular initiatives to broader environmental objectives. Rather than seeking consensus, this decision-making tool is flexible enough to adapt to a wide variety of definitions.

Central issue in adopting CE practices relies on a particular balance between costs and benefits resulting from the twofold objective, namely, to guarantee environmental protection and economic prosperity. CE gains attraction due to its potential to reconcile resource productivity while considering externalities of products' lifecycle (Sauvé et al., 2016). In fact, it is widely admitted that CE focuses on environment and economic development (Geissdoerfer et al., 2016) but it is not clear how they relate to each other. Adding to the confusion, inverse motivations exist among stakeholders (Lieder & Rashid, 2016). Most scholars argue that CE has mostly concerns with environmental aims whereas practitioners tend to agree on the economic prosperity to be the primary goal (Kirchherr et al., 2017). In the perspective of a sustainable society, it is preferable to adopt concurrent implementations rather than prioritizing one perspective at the expense of the other (Lieder & Rashid, 2016), so there is no loser. But environmental dimensions also compete with each other in CE applications (see e.g. (Lonca, Muggéo, Imbeault-Tétreault, Bernard, & Margni, 2018b)). Andersen (2007) reported on the potential cost of circular systems resulting from the creation of negative (environmental) value. Therefore a more pragmatic way to improve material efficiency and to reduce inputs should find higher priority than improving material circularity (Geissdoerfer et al., 2016). Other authors show how input reduction can potentially increase the impact on the environment through shifts in consumption patterns, often called the rebound effect (Greening et al., 2000; Makov & Font Vivanco, 2018; Zink & Geyer, 2017).

To guarantee the twofold objective of the CE, human activities need to operate in a decoupling pathway. The term decoupling describes the process of delinking economic growth from increasing environmental problems (Tapio, 2005). The decoupling discourse is often attached to CE, and the way it contributes to a sustainable society depends on how the concept is approached regarding sustainability theory. The diversity of interpretations on the role the environment has to play in economic prosperity also generate various narratives (Franceschini & Pansera, 2015) regarding the

sustainability perspective, whether it is weak or strong[15] (Neumayer, 2003), and influences the type of decoupling process regarding resource use, whether it is relative or absolute (D'Amato et al., 2017). Current discourses suggest that preserving resources feedstocks is the only strong CE contribution to environmental sustainability by promoting the closure of material loops (e.g. (MacArthur, Ellen, 2013)). However, such a strategy applies for a partial focus of CE application, but it cannot guarantee – at least in a growing economy – to decrease the non-renewable resource's extraction rate on a large scale (for an illustration of the global circularity level of material flows see Haas et al. (2015) and Mayer et al. (2019)). Therefore the promotion of closing material loops can only guarantee a relative decoupling pathway (see Lonca, Muggéo, et al. (2018b) for an illustration). Both approaches are valid regarding CE, illustrating different stakeholders' motivations, but still the changing narratives strongly influence the expected results.

The decoupling discourse is often associated to assessment methods at macro scale, which is a good indication to report on how CE implementation is performing. Regarding the diversity of actors, industrial sectors and territories, the overarching question throughout the paper is: how an individual improvement towards material circularity contributes to an overall decoupling pathway? In this paper we provide a computational structure of impact assessment based on the decoupling discourse to highlight environmental trade-off situations in CE at a planification stage and flexible regarding the level of assessment, the stakeholder's outcomes and the variables. In section 2 we explore the decoupling discourses in CE literature and some attempts to assess the decoupling level quantitatively. In section 3, we propose a more general approach, including a diversity of key drivers. Section 4 illustrates the methodology with a case study on the potential for CE opportunities to reduce GHG emissions in four industries by 2050 in the EU. In section 5 we discuss the results and put in perspective the approach in the CE context. Section 6 discusses managerial insights and future research opportunities.

[15] Weak sustainability principle advocate for the interchangeability of man-made and natural capital whereas they are considered as complementary in a strong sustainability perspective.

6.2.2 Background: the circular economy, the IPAT and the decoupling process

6.2.2.1 Why decoupling?

Acknowledging the impossibility of perpetual motion (Cullen, 2017) and zero-waste economy (Skene, 2018), N. Georgescu-Roegen and his successors often question the applicability of a CE regarding the second law of thermodynamics (Korhonen, Honkasalo, et al., 2018). The entropic narrative asserts that recycling processes cannot be 100% efficient[16] and that nature limits economic growth (Giampietro, 2019). R. Ayres note that the correct interpretation is that the wastebasket – or the stock of waste – cannot be eliminated altogether at any time. Beside proving the ideal zero-waste economy is a matter of thermodynamics, the entropy law shed the light on the ecological cost implications of CE (Cooper, S. J. et al., 2017). Since there is always wastes from CE-based recovery processes (Ayres, 1999) and recycling implies huge energy losses (Allwood, 2014; Gaines, 2012) and induces significant changes in ecosystems (Skene, 2018). Fundamentally, the concept of decoupling expresses how society's needs are bound to the life-supporting system, and different approaches exist to measure it. In fact, it refers to breaking the link between "environmental bads" and "economic goods" (OECD, 2002) which is often interpreted as protecting the environment in a growing economy.

The decoupling discourse prevails in several descriptions of the CE concept (Linder, Sarasini, & Loon, 2017; Stahel, W. R., 2013b; Webster, 2013). However, closing material flows cannot be sufficient for some authors like N. Georgescu-Roegen for whom an equilibrium is only achievable by reducing material throughput of the economic system, often referred as narrowing material flows in the CE literature (see e.g. Bocken et al. (2016)). Recirculating or reducing, this affects the type of decoupling pathway guaranteed by a circular strategy, whether it is relative or absolute.

[16] The Ecological Economics community rejects this assertion based on the idea that Earth is an open system, receiving daily energy flow from the sun. Infinite flows of available energy (exergy), if we make good use of it, enable the applicability of a "perfect circular economy" in theory

6.2.2.2 The IPAT mechanics

Ehrlich et Holdren (1972) were first with the idea of the IPAT identity to understand the anthropogenic environmental impacts and their driving forces[17]. The IPAT suggests that the environmental impacts (*I*) result from the combination of 3 factors: population (*P*), affluence (*A*) and technology (*T*):

$$I\,[impact] = P\,[capita] \times\ A\left[\frac{GDP}{capita}\right] \times\ T\left[\frac{impact}{GDP}\right]. \qquad (1)$$

The terms in brackets are commonly used variables for *I, P, A*, and *T*. The IPAT equation suggests that one factor cannot be held singularly responsible for increasing environmental impacts since changes in one of them is multiplied by the others (York et al., 2003). According to Waggoner et Ausubel (2002) affluence implies opulence, income is thus more adequate to cover from poverty to rich. Income is expressed in GDP per capita as an indicator of the economic development of a country or a specific region. The technological factor *T* represents the environmental efficiency of an economy. It is usually the unknown factor, retrieved from the following: $T = I/(P \times A)$.

Suggesting a simple arrangement in the anthropogenic driving forces of environmental impacts, the IPAT has the benefit to illustrate how decoupling operates on a wide range of environmental impacts, but some upgrades have been made over the years. For instance, the validity of the model IPAT mostly relies on "qualitative assessments, field of study demonstrations, or projections rather than on an assessment of the model's overall fit to an appropriate data base". (Dietz & Rosa, 1994). In this regard, Dietz et Rosa (1994) proposed a stochastic approach of the IPAT model called the STIRPAT. From this emerges the concept of plasticity (York, Rosa, & Dietz, 2002) analyzing the potential range and rate of change of each factor and the environmental elasticity (York et al., 2003) to analyze the sensitivity of environmental impacts to a change in any of this factor. Also, Waggoner et Ausubel (2002) suggested to introduce other factors by distributing *T* into the intensity of use as a good (consumption) per unit of GDP and impact per unit of consumption to formulate the equation ImPACT. To calculate the waste emissions from Chinese industries, Lu et Yue (2010) introduced the ratio in the I_eGTX equation where *G* is the expression of GDP and *X* stands for the

[17] Commoner (1972) was first with an algebraic formulation applied to data analysis (York, Rosa, & Dietz, 2003)

ratio between waste emission and waste generation. We further explore the multiple ways to distribute the technological factor in section 3.

6.2.2.3 Assessing the decoupling level

Research on the relationship between economic growth and the resource environment suggests diverse options to assess the decoupling process. For instance, Wu, Zhu et Zhu (2018) listed the OECD's decoupling factor model (OECD, 2002), the variation analysis method developed by Vehmas, Luukkanen et Kaivo-oja (2003), the Tapio elastic analysis method developed by Tapio (2005) and econometric analysis methods.

Literature shows alternative uses of the IPAT equation to give a quantitative support to the concept of decoupling. Building on the IPAT equation, Lu et Mao (2003) find a relationship between GDP growth and environmental loads that allows to distinguish between absolute, relative and non-decoupling. Lu, Wang et Yue (2011) (original text in Chinese), as reported in Grand (2016) and Yu, Dijkema, De Jong et Shi (2015), as well as Wang, Hashimoto, Yue, Moriguchi et Lu (2013) later used the IPAT equation to propose a decoupling index that accounts for both the resource use and pollutant emissions evolution between two time periods. Since the CE can be deemed to serve the purpose of decoupling, Ying et Wen-Ping (2015) traduced the decoupling into an index value to assess a certain phase of development of CE. Hereafter we propose a quick overview of the decoupling analysis proposed by Lu et al. (2011).

The IPAT equation allows a straightforward illustration on how good a growing economy is performing in protecting the environment. Writing *G* as the aggregated version of the multiplication of *P* and *A* turns equation (1) into equation (2) (Lu & Mao, 2003). Note that throughout the paper we refer to equation (2) as the IPAT equation.

$$I[impact] = G[GDP] \times T\left[\frac{impact}{GDP}\right] \quad (2)$$

In order to assess the IPAT equation dynamically, let distinguish between state 0 and 1 for which the economic factor G evolves according a GDP growth rate (g) such that $G^1 = G^0(1+g)$ and the technological factor evolves according to an environmental efficiency improvement rate (t)

such that $T^1 = T^0(1-t)$. Now impact at state 1 (I^1) takes the form $I^1 = G^1T^1$ and can be expressed as:

$$I^1 = G^0(1+g)T^0(1-t). \quad (3)$$

Note that, in the next sections, G refers to the "scaling factor". It can take various forms and units that may better represent what the user expects to be growing or held constant. T still refers to the technological factor or the environmental efficiency. The condition for decoupling is a non-increasing impact coupled with growth, *i.e.*, $I^1 \leq I^0$ while g > 0. We define the *critical* value of the environmental efficiency rate t^* as the threshold value of *t* that insures decoupling. Hence, t^* is such that $I^1 = I^0$ with g > 0:

$$t^*(g) = \frac{g}{1+g} \quad (4)$$

Lu et al. (2011) and Wang et al. (2013) use t^* as a reference to assess the decoupling level of resource use (D_r) such that $D_r = t/t^*$. Thus, the decoupling indicator of resource use takes different meanings of decoupling degrees: non-decoupling when $D_r \leq 0$, relative decoupling when $0 < D_r < 1$ and absolute decoupling when $D_r \geq 1$. Relative decoupling means that environmental efficiency grows, but at a rate insufficient to compensate for the growing economy. Note that if we relax the decoupling condition $g > 0$, and allow for *g* to be negative, equation (4) gives us all the combinations $(g, t^*(g))$ that leads to constant impacts $I^1 = I^0$.

6.2.3 Methodology

Building on the IPAT equation, we propose an original and versatile approach for assessing the decoupling process. It must be noted some possible interdependence between g and t that makes values of t unreachable with any g. Considering this would imply to introduce a feasibility scenario regrouping all the achievable combinations of $(g, t(g))$. For simplicity, as the IPAT is, we do not consider any price effect nor interaction between the systems we define later in the methodology section. Once again, we use the IPAT to make quantitative projections rather than precise results based on empirical data. Since the IPAT equation is one particular approach of breaking something into multiplicative factors (Herendeen, 1998; Waggoner & Ausubel, 2002), in this section we

propose a more general form, in a dynamic way, i.e. including a temporal change or a comparison of scenarios, and we observe the influence of each driving force on the final result.

6.2.3.1 Modelling impact reduction

We introduce e, the impact reduction rate. If the overall impact reduces at rate e, then the value of I between state 0 and 1 is such that $I^1 = I^0(1-e)$. The impact reduction rate e could be a GHG emission reduction target for instance. This yields the following expression of I^1 with respect to I^0:

$$I^1 = I^0(1-e) = I^0(1+g)(1-t), \tag{5}$$

from which we can solve for the environmental efficiency improvement rate:

$$t(g,e) = \frac{g+e}{1+g}. \tag{6}$$

The critical condition for decoupling is a particular case of equation (6). With $e = 0$, and $g > 0$, we obtain the critical value t^* (see equation (4) and Table 1).

6.2.3.2 Disaggregating *I*

How does closing material loops partially contribute to decoupling resource consumption – or any harm caused on the environment – on a broader scale? In other words, how does partial decoupling, i.e. the material looping of a single part of the whole society, contribute to an overall decoupling? In its common use, the IPAT equation was meant to illustrate the contribution of each factor the impacts at a global level, not to be disaggregated in further parts. Contributive parts can take various forms as long as they are explicitly defined with clear boundaries and they do not induce double counting. For instance, a contributive part could designate any material resource with given properties or any product and/or service providing any particular function (at nano scale), a company offering a product and/or service (at micro scale), a city or a region (at meso scale) and a country or an industry (at macro scale). In section 4.1 we discuss an example of disaggregation by industry in the context of the EU where steel, plastics, aluminum and cement (the contributive parts) approximate the emissions generated by the heavy industry producing basic materials (the

big picture). The following approach relies on the strong assumption that contributive elements are independent and completely separable (we further discuss this point in section 5.3).

We define the index i, with $i \in [\![1; n]\!]$, as a part among n elements responsible for the overall impact generation. Impact generation is such that $I = \sum_{i=1}^{n} I_i$, and can be written as:

$$I = \sum_{i=1}^{n} G_i T_i \tag{7}$$

For states 0 and 1, we have that $I_i^0 = G_i^0 T_i^0$ and $I_i^1 = I_i^0(1 - e_i) = I_i^0(1 + g_i)(1 - t_i)$. For instance, if I is composed of two distinct contributive parts, we have $I^1 = I_1^1 + I_2^1 = I_1^0(1 - e_1) + I_2^0(1 - e_2) = G_1^0 T_1^0(1 + g_1)(1 - t_1) + G_2^0 T_2^0(1 + g_2)(1 - t_2)$ where I_1^1 and I_2^1 are respectively the impact of the first and second contributive part at state 1 and I_1^0 and I_2^0 are respectively the impact of the first and second contributive part of I_i at state 0. In general, we obtain equation (7'):

$$\sum_{i=1}^{n} I_i^0 \,(1 - e_i) = \sum_{i=1}^{n} I_i^0 \,(1 + g_i)(1 - t_i) \tag{7'}$$

One example could be a company that measures its circularity performance by distinguishing between the part of revenue coming from circular activities and from linear. For instance, one of the KPIs presented in Philips' annual report is the indicator of circular revenues (Philips, 2018). Building on this indicator, one could compute the total resource consumption as per the following equation, where total revenue and total resource consumption are split between circular and linear activities: $Circular\ revenue = \%_{circular\ revenue} \times Total\ revenue$ and $Total\ revenue = Linear\ revenue + Circular\ revenue$. Hence, environmental efficiency for each sector is respectively $T_1 = Res.consum.(circular)/Circ.rev.$ and $T_2 = Res.consum.(linear)/Lin.rev.$

$$Resource\ consumption = Circ.rev. \times \frac{Res.consum.(circular)}{Circ.rev.} + Lin.rev. \times \frac{Res.consum.(linear)}{Lin.rev.} = Circ.rev. \times T_1 + Lin.rev. \times T_2$$

$$\Leftrightarrow Ress.consum. = Total\ rev. \times \left[\%_{circ.rev.} \frac{Ress.consum.(circular)}{Circ.rev.}\right] + (1 - \%_{circ.rev.}) \times \frac{Ress.consum.(linear)}{Lin.rev.}$$

6.2.3.3 Distributing *T*

One recurring issue about using the IPAT is that: " the factors PAT are not the only possible ones in this generic approach of breaking something into multiplicative factors" (Herendeen, 1998). Indeed, the technological factor can take various forms and can be distributed into several sub-factors, or key drivers, as long as their multiplication yield an impact per GDP (or any other economic unit). The impact term can either express inputs, such as resource consumption, from or outputs to the environment, such as emissions.

We propose a general expression of distribution of the technological factor such that $T = \prod_{j=1}^{m} T_j$ where T_j is the j[th] of m multiplicative factors of T (T_j such that $j \in [\![1; m]\!]$). This yields another formulation of I, as per equation (8),

$$I = G \prod_{j=1}^{m} T_j \tag{8}$$

For states 0 and 1, we have that $I^0 = G^0 \prod_{j=1}^{m} T_j^0$ and $I^1 = I^0(1+g) \prod_{j=1}^{m}(1 - t_j)$. For instance, if T is composed of two multiplicative factors, we have that $I^0(1-e) = G^0(1+g)T_1^0(1 - t_1)T_1^0(1 - t_2)$ where T_1^0 and T_2^0 are respectively the first and second multiplicative factor at state 0. In general, we obtain equation (8'):

$$I^0(1-e) = I^0(1+g) \prod_{j=1}^{m}(1 - t_j) \tag{8'}$$

An example of this general form is illustrated by the I_eGTX equation developed by Lu et Yue (2010) to express waste emissions, such that $I_e = GT_1T_2$, where T, identified as T_1, expresses the ratio of waste generation on GDP and X, here identified as T_2, expresses the ratio of waste emissions on waste generation. The Appendix provides further development on the critical value of the environmental efficiency rate t^* and the decoupling level in the case of the I_eGTX equation.

Another example is the application of an environmentally weighted material consumption indicator (EMC). Van der Voet and colleagues (2009) proposed to measure the total impact of material flows as an alternative to the weight-based methods such as the traditional MFA-based (Material Flow Analysis) indicators. For instance in the Dutch industry, despite the large flow of sand, the environmental pressure is on the same order of magnitude than the impact related to the small-scale

heavy metals (Van der Voet, van Oers, & Nikolic, 2004). An EMC indicator allows to measure two key drivers: economic growth from resource use (mat.consum/GDP) identified as T_1 and resource use from environmental impacts (env.impact/mat.consum.) identified as T_2 as per the following equation. Also, this suggests that the final result cannot be represented by only one aggregated impact indicator, but rather a list of environmental impacts similar to the Life Cycle Impact Assessment (LCIA).

$$Env.impact = GDP \times \frac{mat.consum.}{GDP} \times \frac{env.impact}{mat.consum.} = GDP \times T_1 \times T_2$$

6.2.3.4 Towards a general expression

Here we gather approaches described in sections 6.2.3.1, 6.2.3.2 and 6.2.3.3 to propose an original expression of the mechanics driving an impact assessment in a general form and in a dynamic way. Combining a disaggregated version of I with a distributive form of T gives another formulation of I, as per equation (9),

$$I = \sum_{i=1}^{n} G_i \prod_{j=1}^{m} T_{ij} \tag{9}$$

For states 0 and 1, we have that $I^0 = \sum_{i=1}^{n} G_i^0 \prod_{j=1}^{m} T_{ij}^0$ and $I^1 = \sum_{i=1}^{n} I_i^0 (1 + g_i) \prod_{j=1}^{m} \left(1 - t_{ij}\right)$.

$$\sum_{i=1}^{n} I_i^0 \, (1 - e_i) = \sum_{i=1}^{n} I_i^0 (1 + g_i) \prod_{j=1}^{m} \left(1 - t_{ij}\right) \tag{9'}$$

The application of the general expression to the EMC indicator illustrates how this latter can be distinguished between circular and linear activities and expressed through different environmental impact indicators. The final environmental impact indicator results from adding up two levels of disaggregation. First distinguishing between input from the environment (resource consumption) and output (waste generation), second distinguishing between virgin and secondary materials for the input side and waste treated and waste leakage (discarded) for the output side. With $G_1 = G_2 = G_3 = G_4 = Total\ rev.$ and $T_{11} = T_{21} = (Res.cons.)/(Total\ rev.)$ and $T_{31} = T_{41} = (Waste\ gen.)/(Total\ rev.)$, this yields equation (10):

$$
\begin{aligned}
Env.impact = Total\ rev. \\
&\times \left[\frac{Res.cons.}{Total\ rev.}\right. \\
&\times \left(\frac{Virgin\ Res.}{Res.cons.} \times \frac{Env.impact\ (virgin)}{Virgin\ Res.}\right. \\
&\left.\left. + \frac{Second.\ Mat.}{Res.cons.} \times \frac{Env.impact\ \ (second.)}{Second.\ Res.}\right) \right. \\
&+ \frac{Waste\ gen.}{Total\ rev.} \\
&\times \left(\frac{Waste\ leak.}{Waste\ gen.} \times \frac{Env.impact\ (virgin)}{Waste\ leak.}\right. \\
&\left.\left. + \frac{Waste\ treat.}{Waste\ gen.} \times \frac{Env.impact\ (second.)}{Waste\ treat.}\right)\right] \\
&= Total\ rev. \times [T_{11}(T_{12}T_{13} + T_{22}T_{23}) + T_{31}(T_{32}T_{33} + T_{42}T_{43})] \#(10)
\end{aligned}
$$

In the Appendix we demonstrate how from equation (9) one can extract the value of the environmental efficiency improvement rate t – between state 0 and 1 – of one particular multiplicative factor of T and one contributive part of I, $t_{kl} = 1 - \frac{1}{I_{k_0}(1+g_k)\prod_{\substack{j=1 \\ j\neq l}}^{m}(1-t_{kj})}\left[\sum_{i=1}^{n} I_i^0(1-e_i) - \sum_{\substack{i=1 \\ i\neq k}}^{n} I_i^0(1+g_i)\prod_{j=1}^{m}(1-t_{ij})\right]$ such that $k \in [\![1;n]\!]$ and $l \in [\![1;m]\!]$. Such an operation has the benefit to provide the value expected either from the environmental efficiency improvement rate (when extracting t_{kl}) or the scaling factor increasing rate (when extracting g_{kl}, as done in section 4) with respect to the other contributive parts and multiplicative factors. For instance, one could calculate the progress expected in the part of waste treated ($Waste\ treat./Waste\ gen.$) to achieve the required reduction of environmental impact generation knowing every other ratios.

6.2.3.5 Critical condition for decoupling

Table 6.1 summarizes the IPAT variants explored in sections 6.2.3.1 to 6.2.3.4, as well as the corresponding critical values.

Table 6.1: Overview of the different ways to handle the IPAT equation as developed from sections 6.2.3.1 to 6.2.3.4, validating a condition of change in the final impact (overall impact reduces at a rate $e \neq 0$) and a decoupling condition (overall impact reduces at a rate $e = 0$), where g is the scaling growth rate, t the environmental efficiency improvement rate, I the final impact indicator, i the disaggregation index and j the distribution index.

	$e \neq 0$	$e = 0$
Original (referred as t_k in Lu et al. (2011))	Eq. (5)	$(1+g)(1-t^*) = 1$
Disaggregation (by contributive parts, *i*)	Eq. (7')	$\sum_{i=1}^{n} I_i^0 = \sum_{i=1}^{n} I_i^0 \,(1+g_i)(1-t_i)$
Distribution (by multiplicative factors, *j*)	Eq. (8')	$(1+g)\prod_{j=1}^{m}(1-t_j) = 1$
General expression (disaggregated and distributed)	Eq. (9')	$\sum_{i=1}^{n} I_i^0 = \sum_{i=1}^{n} I_i^0 \,(1+g_i)\prod_{j=1}^{m}(1-t_{ij})$

6.2.3.6 Individual contribution to decoupling using the Index Decomposition Analysis

To assess the effect of driving forces on indicator changes between two states of a system, two decomposition technics exist. The Structural Decomposition Analysis (SDA) includes a detailed decomposition of the economic structure by using Input-Output models, while Index Decomposition Analysis (IDA) uses aggregate sector data (Hoekstra & Van den Bergh, 2003). As mentioned in section 6.2.2 and further discussed in section 6.2.5.3 we assume no interactions among all industrial sectors, hence the IDA suits for our approach.

The IDA principle is to distribute a change over an aggregate indicator to a set of different factors, also called explanatory variables, between two time periods (Font Vivanco, Kemp, Voet, & Heijungs, 2014). The change in the final impact (which is the aggregate indicator) results from the

contribution of each contributive part (or subcategories) to the final result. We recognize the additive decomposition methods – dealing with arithmetic change – to be more understandable for both experts and non-experts (Hoekstra & Van den Bergh, 2003) rather than geometrical change for its multiplicative counterpart (Ang, B., Huang, & Mu, 2009). With the disaggregated structure of I, the change in the final aggregate indicator is the sum of changes due to each contributive part, such that $\Delta I = \sum_{i=1}^{n} (\Delta I)_{I_i}$, where $(\Delta I)_{I_i} = (I^1 - I^0)_{I_i} = I_i^1 - I_i^0$, i.e. $(\Delta I)_{I_i}$ is the change on the final impact resulting from the contributive part I_i. Keeping a similar notation, $(\Delta I)_{G_i}$ and $(\Delta I)_{T_{ij}}$ are the change on the final impact resulting respectively from a change in G_i and T_{ij}. Hence, we have that $\forall i \in [\![1; n]\!]$, $(\Delta I)_{I_i} = (\Delta I)_{G_i} + \sum_{j=1}^{m} (\Delta I)_{T_{ij}}$. Equation (11) illustrates how the change in the final impact results from the contribution of each contributive and multiplicative factor. $\forall i \in [\![1; n]\!]$ and $j \in [\![1; m]\!]$,

$$\Delta I = \sum_{i=1}^{n} (\Delta I)_{G_i} + \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} (\Delta I)_{T_{ij}} \tag{11}$$

To compute the impact of each factor to the final result, several decomposition techniques exist (see e.g. Ang, Beng W (2004) for a critical review). Among them, the Logarithmic Mean Divisia Index I (LMDI-I) introduced by Ang, Beng W et Choi (1997) is more adequate for multidimensional and multilevel IDA studies (Ang, Beng W & Liu, 2007; Ang, Beng W & Wang, 2015). It has the advantage to provide a perfect (or complete) decomposition, meaning that there is no residual term in the decomposition results, at the aggregate level (Ang, Beng Wah, Liu, & Chew, 2003) and at the subcategory level (Ang, Beng W & Wang, 2015) for additive decomposition[18]. The LMDI-I expresses the effect of each factor – or explanatory variables as defined in the literature – to the aggregate result as per equations (12) and (13), such that $\forall i \in [\![1; n]\!]$ and $j \in [\![1; m]\!]$,

$$(\Delta I)_{T_{ij}} = \frac{I_i^1 - I_i^0}{\ln(I_i^1) - \ln(I_i^0)} \ln\left(\frac{T_{ij}^1}{T_{ij}^0}\right) \tag{12}$$

[18] Note that the LMDI-I method is also preferred for multiplicative decomposition (see (Ang, Beng W, 2004)).

$$(\Delta I)_{G_i} = \frac{I_i^1 - I_i^0}{\ln(I_i^1) - \ln(I_i^0)} \ln\left(\frac{G_i^1}{G_i^0}\right) \tag{13}$$

Given that the part of the impact reduction for which each contributive part is held responsible is such that $(\Delta I)_{I_i} = I_i^1 - I_i^0$ and $I_i^1 = I_i^0(1 - e_i)$, and that $T_{ij}^1 = T_{ij}^0(1 - t_{ij})$ and $G_i^1 = G_i^0(1 + g_i)$, equations (12) and (13) take the following forms:

$$(11) \Leftrightarrow (\Delta I)_{T_{ij}} = (\Delta I)_{I_i} \frac{\ln(1 - t_{ij})}{\ln(1 - e_i)}$$

$$(12) \Leftrightarrow (\Delta I)_{G_i} = (\Delta I)_{I_i} \frac{\ln(1 + g_i)}{\ln(1 - e_i)}$$

Assessing the influence of each factor can be done knowing the environmental efficiency improvement rate of each factor and the changes each contributive part operates on the final impact. We obtain the contribution of each multiplicative factor T_{ij} on the final impact by comparison to the overall change in the final impact: $x_{ij} = (\Delta I)_{T_{ij}}/\Delta I$. Thus, $\forall i \in [\![1; n]\!]$ and $j \in [\![1; m]\!]$,

$$x_{ij} = \frac{(\Delta I)_{I_i}}{\Delta I} \times \frac{\ln(1 - t_{ij})}{\ln(1 - \mathrm{e}_i)}$$

In a similar way, the contribution of the scaling factor G_i to the change in the final impact takes the form $y_i = (\Delta I)_{G_i}/\Delta I$. Thus, $\forall i \in [\![1; n]\!]$,

$$y_i = \frac{(\Delta I)_{I_i}}{\Delta I} \times \frac{\ln(1 + g_i)}{\ln(1 - \mathrm{e}_i)}$$

Note that this is not equivalent to the decoupling indicator used by Lu et al. (2011) and Wang et al. (2013) since we make no use of the critical value of the environmental efficiency improvement rate t^* of one particular multiplicative factor of T and one contributive part of I (t_{kl} such that $k \in [\![1; n]\!]$ and $l \in [\![1; m]\!]$). Using a similar form of the decoupling indicator such that $D_{kl} = t_{kl}/t_{kl}^*$ would imply relevant assumptions on the environmental efficiency improvement rate of other variables to express the value of t_{kl}^* validating the critical condition for partial decoupling.

6.2.4 Application: an example by Material Economics

The potential of a CE to reduce GHG emissions is increasingly recognized. For instance the Intended Nationally Determined Contributions (INDCs) proposes CO_2 reduction targets by the participating countries in the Paris agreements (UNFCCC, 2017). In this regard, Material Economics – a Swedish management consultancy firm specialized on sustainability and resource strategies topics – recently published a report on quantifying the potential for CE opportunities to reduce GHG emissions from heavy industry by 2050 in the context of the EU (Material Economics, 2018). Steel, plastics, aluminum and cement industries were selected not only because they stand for a large portion of industrial emission, but also because a zero-carbon energy would not be enough to reduce CO_2 emissions. For instance, the feedstock of fossil carbon in plastics might be released at their end of life. Similarly, the chemistry of steel and cement production implies direct emissions from the chemical process itself.

Material Economics (2018) analyzed the contribution of different circularity levers to the final GHG emission reduction in comparison to a baseline scenario at the horizon 2050. They first analyze how much materials from heavy industry would be needed if all regions were to converge to the materials use per capita as in developed countries. The baseline scenario assumes that best available technology will be adopted by 2050. Then, for each material the authors identified circularity measures that reduce the need for primary materials, such as increased recycling, reduced waste in production, increased reuse of components, new business models (e.g. car sharing) or circular materials handling (e.g. increased reuse of building components).

Considering CE as "any opportunity to provide the same economic service with less primary material", Material Economics (2018) describes CE opportunities on the abatement of GHG emissions through three key drivers, each of them corresponding to a category of strategies:

$$GHG = Useful\ service \times \frac{GHG}{Materials} \times \frac{Materials}{Product} \times \frac{Product}{Useful\ service} \qquad (14)$$

which can be rewritten in the more general form as in equation (8):

$$GHG_i = G_i T_{i1} T_{i2} T_{i3} = G_i \prod_{j=1}^{3} T_{ij}$$

where $i \in [\![1; 4]\!]$ stands for the four industries. Thus, it takes the even more general form as in equation (9):

$$GHG = \sum_{i=1}^{4} G_i \prod_{j=1}^{3} T_{ij}$$

First, the material recirculation strategy deals with improvements on the quality of recycling processes and their impact on the material carbon intensity (GHG/materials). Second, product material efficiency (Materials/Product) concerns improvements on material use in product's design and production processes. Third, new circular business models could be assimilated to the product's efficiency in providing a service (Product/Useful service). Thus, rather than a single indicator, CE is illustrated as a combination of factors working together towards a reduction of GHG emissions. Table 6.2 summarizes CE categories of measure (or strategies), their corresponding multiplicative factors and their equivalence to our approach described earlier with equation (9').

Table 6.2: CE categories of measures, their mathematical layout, their correspondence to the approach developed in this research paper and their potential to reduce CO_2 emissions by 2050 per industry according to Material Economics.

Categories of measures		No circular strategy - demand	Material recirculation	Product material efficiency	Circular business model	
Corresponding multiplicative factor in equation (14)		Useful service	$\frac{\text{GHG}}{\text{Materials}}$	$\frac{\text{Materials}}{\text{Product}}$	$\frac{\text{Product}}{\text{Useful service}}$	
Equivalence to equation (9')		G_i	T_{i1}	T_{i2}	T_{i3}	
Industry	**$(\Delta I)_{T_{ij}}$ (in Mt CO_2/year)**	$(\Delta I)_{G_i}$	$j = 1$	$j = 2$	$j = 3$	**Total per industry $(\Delta I)_{T_i}$**

Table 6.2: CE categories of measures, their mathematical layout, their correspondence to the approach developed in this research paper and their potential to reduce CO_2 emissions by 2050 per industry according to Material Economics. (Cont'd and end)

Steel	$i = 1$	0	-31	-16	-23	**-69**
Plastics	$i = 2$	0	-101	-20	-12	**-132**
Aluminum	$i = 3$	0	-22	-8	-15	**-45**
Cement	$i = 4$	0	-25	-12	-12	**-50**
Total per CE strategy $(\Delta I)_{T_j}$		**0**	**-178**	**-56**	**-62**	**-296**

The combination of all these circular measures yields the reduction of GHG emissions compared to the baseline scenario. The results reported by Material Economics in Table 6.2 suggest that material recirculation strategies, product material efficiency improvement and circular business models could contribute to reduce 178 Mt CO_2 per year, 56 Mt CO_2 per year and 62 Mt CO_2 per year, respectively, making emissions fall from 530 Mt CO_2 per year to 234 Mt CO_2 per year by 2050 in the EU. Table 6.2 regroups these results per category of measure (described by the index j) and a break down per material (described by the index i).

The break down per category of measure refers to equation (8') in section 6.2.3.3. The amount of useful services (G) is assumed to be remaining unchanged in the 2050 baseline and circular scenarios[19] even if it is changed from today's level. Contributions of each category of measure verify $\Delta I = \sum_{j=1}^{3} (\Delta I)_{T_j}$ where each $(\Delta I)_{T_j}$ expresses the influence of each circular strategies on the final result. We use the IDA to track the environmental efficiency improvement rate – making the difference between the circular and the baseline scenario – of each factor yielding these results.

[19] This is true for the case we study here, but scenarios considering the amount of useful service to be changing over time are also reported.

We find the environmental efficiency improvement rate of each factor by doing the reverse process of equation (12), i.e. $t_j = 1 - \exp\left[(\Delta I)_{T_j} \frac{\ln(I^1)-\ln(I^0)}{I^1-I^0}\right], j = \{1; 2; 3\}$, where $I^1$and I^0 represent the impacts in CO_2 emissions per year for the circular and the baseline scenario respectively. We obtain the following results (also included in Table 3): material recirculation measures improve the environmental efficiency of the technological factor T_1 by 39%, product material efficiency measures improve T_2 by 14% and new circular business models improve T_3 by 16%.

The break down of GHG emission reduction per heavy industry producing basic materials (i) refers to the general formulation as per equation (9') in section 6.2.3.4. Disaggregating by each of these industries leads to the expression of impact decomposition such that $\Delta I = \sum_{i=1}^{4}(\Delta I)_{T_i}$, where each $(\Delta I)_{T_i}$ expresses the influence of each of the four industries on the final result. Similar to equation (11), the same decomposition of the distributive process described above applies to each industry, $(\Delta I)_i = \sum_{j=1}^{3}(\Delta I)_{T_{ij}}, i = \{1; 2; 3; 4\}$, where j refers to each category of measure. Once again we proceed to the reverse operation of equation (12), i.e. $t_{ij} = 1 - \exp\left[(\Delta I)_{T_{ij}} \frac{\ln(I_i^1)-\ln(I_i^0)}{I_i^1-I_i^0}\right]$ where I_i^1 and I_i^0 represent the impacts in CO_2 emissions per year for the circular and the baseline scenario respectively per industry i. Since the scaling factor is held constant between the two scenarios, we make no use of equation (13). Table 6. compiles the results. For instance, material recirculation strategies in the plastic industry, i.e. the amount of GHG emissions per unit of plastic weight, illustrated with T_{21}, should improve by 47% from the baseline scenario by 2050.

Table 6.3: CE categories of measures and their improvement rates by 2050 per industry deduced from Material Economics (2018).

Equivalence to equation (9)		G_i	T_{i1}	T_{i2}	T_{i3}	**Total per industry $\mathbf{t_i}$**	**Critical value for $\mathbf{g_i^*}$**
Industry	$\mathbf{t_{ij}}$	g_i	$j = 1$	$j = 2$	$j = 3$		
Steel	$i = 1$	0	0,38	0,22	0,22	**0,67**	**2,01**
Plastics	$i = 2$	0	0,47	0,12	0,07	**0,57**	**1,31**

Table 6.3: CE categories of measures and their improvement rates by 2050 per industry deduced from Material Economics (2018). (Cont'd and end)

Aluminum	$i = 3$	0	0,33	0,13	0,24	**0,56**	**1,28**
Cement	$i = 4$	0	0,25	0,13	0,13	**0,44**	**0,78**
Total per CE strategy $\mathbf{t}_j$		**0**	**0,39**	**0,14**	**0,16**	**0,56**	**1,26**

The total per industry in Table 6. results from the following operation: $(1 - t_i) = (1 - t_{i1})(1 - t_{i2})(1 - t_{i3})\ \forall i$, thus displaying the environmental efficiency improvement rate for the compound of technological factors. These are useful to calculate the critical value for the scaling factor growth rate that makes CO_2 emissions reductions from circular strategies to be completely offset. Building from equation (5) as referred in Table 6.1, the amount of useful services (G) could increase by up to $g_i^* = \frac{t_i}{1-t_i}$ for each industry i, to completely offset the benefits from circular strategies. In other words, for reaching decoupling, circular strategies could support growth up to g_i^*. This yields the following results: a 201% increase of demand for steel, 131% for plastics, 128% for aluminum and 78% for cement from what was expected in the baseline scenario in 2050 would maintain GHG emissions from these industries stable, which corresponds to a 126% increase of demand globally.

6.2.5 Discussion

In this section we discuss the main contributions of our approach following the different steps of development and bring insights to the development of future assessment tools for CE.

6.2.5.1 The scaling factor

The approach proposed in this paper, based on the IPAT identity, has the benefit to broaden the definition of functional unit. Rebound effect is a well-known phenomenon describing an ecological

problem arising from a consumption shifting (see e.g. (Greening et al., 2000)). Integrating product demand in an environmental impact assessment resolves the issue of scalability of the functional unit, i.e. adding up all demands to avoid rebound effect. Vivanco et van der Voet (2014) therefore recommend to base the functional output on utility level to make the Life Cycle Assessment (LCA) represent product demand more accurately or "in terms of broader functions that can be fulfilled by substitutable products alternatives" according to Weidema et Thrane (2007). This is especially the case in the context of a transition towards a CE, for instance, to assess the ecological benefits of collaborative consumption models.

Contextualizing LCA in our approach, is a "simple way of scaling-up micro-level LCA data to higher levels of analysis" (Font Vivanco et al., 2014). Depending on how the user choose to define the scaling factor, it potentially captures the changes in production and consumption induced by technological characteristics.

6.2.5.2 The decoupling discourses

The decoupling discourse is based on the belief that the environmental problem can be dissociated from economic growth. This belief is now long questioned and the idea of a degrowing economic activity is still debated in the CE arena (see N. Georgescu-Roegen's works, Milios (2016), Daly (2008)). Efficiency strategies on the technological factor in the IPAT equation should go in pair with sufficiency strategies of the affluence factor (Alcott, 2008). We have at least to anticipate this possibility according to Ayres et Warr (2010) "if the rate of technological advance fails to compensate for the combination of approaching resource exhaustion and policies needed to cut back on carbon dioxide emissions".

An advantage of our approach is that it allows users to define other criteria, like degrowth objectives. For instance, one could set an acceptable decreasing rate $\bar{g}$, with $\bar{g} < 0$, and use equation (6) to find critical values for t, with $t(\bar{g}, 0)$. Alternatively, one could set strict environmental constraints, *e.g.* emission reduction targets $\bar{e}$, and find the pairs growth-efficiency improvement rates $(g, t(g, \bar{e}))$ that respects the constraints.

Moreover, the affluence factor G can be the GDP as suggested in the original IPAT equation, but our approach allows the use of other representative indicators, such as welfare (literacy, life

expectancy, etc.) or happiness, thus embodying broader socioeconomic dimensions. According to Ayres et Warr (2010), GDP is not the right measure for wealth (in its broader sense) since it excludes the loss of wealth resulting from the depletion of natural resources while including the income it generates. Neither it is the right measure for welfare since it excludes non-physical aspects (like spiritual activities) for instance (Nordhaus & Tobin, 1972). Literature provides alternative metrics to GDP trying to better capture human issues, such as the genuine progress indicator (Kubiszewski et al., 2013; Talberth, Cobb, & Slattery, 2007) the human development index developed by the United Nations Development Program (UNDP) in 2016 and well-being indicators (Diener, 2009). But material efficiency indicators based on GDP are still the best way for policymakers to set targets (Zhang, Chen, & Ruth, 2018).

6.2.5.3 About the disaggregating approach

One major benefit about the disaggregating approach is its flexibility about the assessment scale. Linking micro scale data to macro scale results is one major issue when assessing the environmental benefits of individual initiatives. Although we based our approach on one level of disaggregation, it could be replicated to several disaggregation levels, from the most clustered macro scale indicator, e.g. world level, to the most disaggregated micro scale, e.g. substance level, through industry, region, company levels and so on. However, clearly defining boundaries for each level of assessment is critical and must be checked to avoid double counting.

The approach by disaggregation entitles properties of flexibility regarding the level of definition of the assessment methodology. Research quantifying ecosystem services suggest that aggregate indicators have the benefit to facilitate the dissemination of information to the public as well as to policy makers (Meyerson et al., 2005). But the reverse is also true. MFA-based indicators at the global economy level lack of clarity concerning flows of individual materials or substances

potentially misses for elaborating CE policies[20] (Mayer et al., 2019). Our approach suggests using a transparent method adding up contributive parts to benefit from both of these positive outcomes.

6.2.5.4 About the distributive approach

Trade-off between resource preservation and the production of environmental impacts is a major issue in CE implementation. Since material and energy flows are cross organizational, administrative and geographical boundaries, reducing resource consumption in one part can possibly shift burden somewhere else which does not guarantee to improve the circularity level of the global economy (Arnsperger & Bourg, 2016). Thus, CE potentially jeopardizes sustainability conditions, e.g. displacing resource consumption and producing potential rebound effect or increasing the energy demand for recycling processes (Allwood, 2014). Therefore, some authors consider CE being in a trade-off relationship with sustainability (Geissdoerfer et al., 2016) and recommend that each CE project should be considered for its contribution to global net (environmental) sustainability (see e.g. Korhonen, Honkasalo, et al. (2018)).

The approach by distribution has the potential to reconcile sustainability dimensions within a CE framework. The example of Material Economics shows how CE key drivers work together to reduce GHG emissions. But this does not mean that each variable evolves the same way. Since one circular strategy does not always facilitate the adoption of another, it can possibly increase while decreasing different variables at the same time, e.g. designing longer life products can make more difficult their end-of-life management. Including adequate multiplicative variables has the potential to take into account for these contradictions.

---

[20] This is argued by the fact that mass-based indicators fail to capture resource aspects linked to criticality or specific environmental pressures. See for instance, the EMC indicator proposed by Van der Voet et al. (2004).

6.2.5.5 About the decoupling contribution

The influence of each explanatory variable over the final result does not have equal meanings. Decoupling the economic growth from either environmental impacts or resource use implies that the explanatory variable representing economic growth, which is also the scaling factor, should increase over time. Observing the mechanism driving the final impact result we understand that the technological factor (or its constituting set of explanatory variables) should improve faster than the socioeconomic variable. This means that their negative impact to the overall final result should be greater than the impact of the scaling factor, such that $\forall i \in [\![1; n]\!]$, $(\Delta I)_{I_i} < 0 \Leftrightarrow (\Delta I)_{G_i} < -\sum_{j=1}^{m} (\Delta I)_{T_{ij}}$.

6.2.6 Implications and future research

In this paper we provide what we believe is an adequate computational structure to quantify material circularity contribution to a decoupling pathway. One major contribution is the adaptability of the computational structure to any decoupling mechanism, i.e. involving combined circularity levers such as material recirculation and lifetime extension. The general idea is to quantitively assess the contribution of a CE strategy through the technological T factors to a global improvement towards environmental sustainability I, as well as monitoring trade-off situations between different economic elements G_i and circularity levers T_{ij}.

6.2.6.1 CE assessment

Our proposition is a methodological insight for CE assessment relying on a structural decomposition of environmental impact assessment methods. It is an “umbrella” methodology, general and flexible enough to duplicate existing CE indicators, or to isolate them from a broader context. For this reason, we do not compare it to existing indicators for CE in a case study, but we rather highlight some similarities hereafter.

Furthermore, last few years have been prolific in developing tools and methods dedicated to CE assessment. To date, the pool of existing tools and methods for CE assessment is mostly constituted of two types: well-established methods for sustainability assessment applied in a waste

management context, such as LCA, LCSA (Life Cycle Sustainability Assessment), MFA or EEIO (Environmentally Extended Input Output) and new CE indicators with no real scientific foundation (Saidani et al., 2017). Some recent publications, such as Elia et al. (2017), Iacovidou, Velis, et al. (2017), Saidani et al. (2018), Parchomenko et al. (2019) and Moraga et al. (2019), provide a comprehensive literature review on this topic. This reveals that many ways to measure the progress towards a CE are possible and combining metrics is essential to capture the whole spectrum of CE strategies.

The approach developed throughout the paper being versatile, one could use almost any existing (elements of) circularity indicator. For instance, it is common practice to capture material input and output flows related to a product life cycle in a single indicator. Equation (10) shows how our approach can be declined into key multiplicative factors to include those of interest, such as the ratio of virgin material input. Mass-based indicators used in the composition of the Material Circularity Indicator (MCI) proposed by the Ellen Macarthur Foundation are good examples: introducing the fraction of virgin feedstock and the total waste resulting from upstream and downstream processes respectively, is one possible avenue for disaggregation.

Under given methodologies, accounting for products lifetime becomes compatible with our proposition. Figge, Thorpe, Givry, Canning et Franklin-Johnson (2018) propose a combination matrix to contrast a circularity metric measuring the number of time and the amount of time a resource is being used. Following the LCA methodology, if G_i expresses the demand in terms of "number of functional units", then introducing a variable on product's lifetime would scale the rest of the variables since it affects the whole product's lifecycle. This can be performed either by introducing it as a dimensionless ratio or by dividing the variables per unit of time. A limit to our proposition is that it is *a priori* incompatible with more complex indicators, such as the MCI, which merges both mass-based indicators and product lifetime.

6.2.6.2 Managerial implications

Among the fundamental concepts and school of thoughts that brought CE to the forefront of today's ecological concerns, the life cycle thinking – deriving from system thinking – offered new perspectives on resource conservation and made the CE rising beyond waste management

practices. The underlying idea of this paper relies on the observation that some decisions are based on reductionist approaches of CE, having implications of different types and at different levels, e.g. rebound effects (Figge & Thorpe, 2019; Makov & Font Vivanco, 2018; Zink & Geyer, 2017). In other words, triggering a circularity lever somewhere in the economy does not guarantee to push the whole economy towards a better material circularity (Arnsperger & Bourg, 2016), which means for the decision maker that a circular initiative should be qualified as such when its direct and indirect consequences on society have been taken into account.

From the manager's perspective, Key Performance Indicators should be systematically compared with those of the industry to acknowledge the impact of his decision on the economy. For instance, measuring a company's decoupling contribution requires to evaluate the expected sales revenue and those of the industry ($g_{company}$ and $g_{industry}$), as well as the environmental efficiency improvement rate expected with the implementation of a circular strategy ($t_{company}$ and $t_{industry}$). But, improving global material circularity is not a core issue to short- and medium-term business mandates, it is rather the mission of policy-makers. Thus, a global and sustainable CE calls for interindustry and international cooperation, involving a higher level of comprehension and decision regarding each CE initiative.

6.2.6.3 Limitations and research perspectives

One limitation is that our approach assumes no interaction between two possibly interacting elements. For instance, in the case where the elements are two markets, our approach assumes complete separability and thus, no price effect between these. In general, this means that the scenarios should have sufficiently low impact on prices and can be considered in isolation. Accounting for price effects requires a deep understanding of the market dynamics. This is beyond the objective of the current paper.

According to us, developing an adequate assessment tool for CE requires to find scientific foundations in well-established assessment methodologies, such as LCA, MFA or EE-IO, while getting the inspiration of newly developed CE indicators. For instance, functionality is central in CE and none of existing indicators dedicated for CE assessment focus on functions (Moraga et al., 2019). Although LCA contains limitations regarding circular processes, such as the problem of

allocation in recycling, multifunctionality and co-production, LCA is still the most used methodology to assess circularity (Sassanelli et al., 2019). We are convinced that exploring the computational structure of LCA in a CE perspective could help explain why current indicators fail to capture an extended spectrum of CE strategies and help develop further assessment methods.

One research avenue relies on bridging LCA with broader methodological insights. LCA establishes an explicit link between a driving force defined by a functional unit, reference flows required to fulfill the functional unit and related environmental pressure indicators (elementary flow) leading to impact scores (LCIA indicators). The IPAT follows the same structural decomposition by scaling up to the overall demand. Font Vivanco et al. (2014) and Machida (2011) pointed out the analogy between Life Cycle Inventory (LCI) and the IPAT. The main difference are the splitting of T into T_{env} and T_{tech} as well as the multidimensionality of the LCI, which results from the matrix and vector formulation of the explanatory variables (Font Vivanco et al., 2014). The LCI is a multidimensional vector i of p environmental interventions. Thus, the user can focus on specific types of environmental loads that better suit to its (geographical or political) context. In a transition towards CE, we recommend including also a variety of resources within the list of elementary flows such that $i = \binom{v}{w}$, where v is a vector of different types of emissions to the environment and w the vector of resources.

6.2.7 Conclusion

Clustering various ideas under the same goal of preserving natural resources has never been as successful as the CE does today. Economic and policy actors are quickly and broadly adopting the concept. However, in practice, CE levers can sometimes contradict each other in their global environmental achievements, thus questioning CE validity regarding environmental sustainability. The main question addressed throughout the paper was about assessing how much an individual improvement towards material circularity contributes to an overall decoupling pathway. The original approach we proposed combines Index Decomposition Analysis methods with a versatile formulation of an environmental impact assessment building from the structure of the IPAT equation.

The case study reveals that according to 3 types of circularity measures (material recirculation, product material efficiency, and new circular business models) to reduce GHG emissions from steel, plastics, aluminum and cement industries by 2050 in EU, the global environmental efficiency should progress (compared to a baseline scenario) by 67% in the steel industry, 57% for plastics, 56% for aluminum and 44% for cement to reach the expected GHG emissions reduction. These results also suggest that the increase in demand for all four materials should not exceed 201%, 131%, 128% and 78% respectively to validate the condition for decoupling overall.

The decoupling discourse is often associated to assessment methods at macro scale but our approach has the benefit to be flexible regarding the level of assessment, the stakeholder's outcomes and the variables. Also because of the simplicity of model, one major shortcoming relies in the assumption of complete separability between economic entities. We kindly refer the reader to mathematical approaches, e.g. García-Barragán, Eyckmans et Rousseau (2019) who modeled an optimal CE pathway that integrates price effect (but not cross effect), and to any IO-based study that integrate market interactions in a context of CE, e.g. Makov et Font Vivanco (2018) who quantified the environmental rebound effect of second hand smartphones. We currently work on some aspects concerning this issue to better integrate product network modelling in LCA to capture the symbiotic purpose of a CE.

6.2.8 Acknowledgements

The authors are grateful to Anna Teiwik from Material Economics for bringing her insights to the case study section, Per Klevnas from the same company, Jocelyn Blériot from the Ellen Macarthur Foundation, Julien Walzberg, Ivan Viveros-Santos and Maxime Agez from the CIRAIG and the anonymous reviewers for their useful comments on the article. The CIRAIG would like to thank its industrial partners for their financial support: ArcelorMittal, Bombardier, Hydro-Québec, LVMH, Michelin, Nestlé, OPTEL, Solvay, Total and Umicore. This research did not receive a specific grant from a public, commercial and non-for-profit funding agency.

CHAPITRE 7 : DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans ce chapitre, nous proposons de prendre du recul sur les contributions de la thèse en revenant sur les problématiques soulevées dans la section 3.1. Nous regardons ensuite les frontières rencontrées au cours du développement du projet et formulons des recommandations à cet égard. Enfin, nous proposons d'ouvrir sur de potentiels travaux futurs qui découlent logiquement des travaux réalisés.

7.1 Contributions de la thèse

Pour répondre à l'objectif général de ce travail de recherche qui était de développer un cadre méthodologique pour mesurer les bénéfices et les transferts d'impact des stratégies d'ÉC et identifier les situations d'arbitrage à plusieurs échelles entre préservation de la matière et des réservoirs de pollution, nous nous sommes posé la question dans un premier temps de savoir à quel(s) type(s) de situation(s) d'arbitrage les stratégies d'ÉC peuvent conduire ? Et est-ce que les outils existants permettent de les identifier ? Les deux premiers articles de cette thèse apportent des réponses autour de l'utilisation de l'ACV dans un contexte d'ÉC. Le deuxième plus particulièrement utilise l'AFM pour adopter une vision d'ensemble de plusieurs cycles d'utilisation. Le troisième article porte un regard différent sur les deux questions précédentes en formulant une proposition polyvalente et originale qui illustre les observations faites précédemment sur le cadre méthodologique d'analyse des stratégies d'ÉC.

7.1.1 Qu'est-ce que l'ACV révèle sur ces situations d'arbitrage ?

Le premier article avait pour objectif de proposer une approche pour identifier les situations d'arbitrage occasionnées par des stratégies d'ÉC sur l'ensemble du cycle de vie d'un système de produit entre impacts environnementaux et circularité de la matière. En appliquant l'approche cycle de vie dans l'analyse des impacts environnementaux sur les voies de rechapage et de recreuseage des pneus au Brésil, la méthodologie d'ACV révèle que les impacts peuvent se déplacer suivant les phases d'utilisation. Les phases d'utilisations successives peuvent ainsi conduire à réduire les performances de pneus, plus spécifiquement en augmentant sa résistance au roulement. De façon plus générale, on évoque ici la baisse de qualité du matériau, composant ou produit engendrée par

la mise en place de stratégies d'ÉC et nuisant à l'efficience matérielle et/ou énergétique du système de produit pour livrer le service ultimement demandé. L'application de la méthodologie d'ACV démontre ainsi la force du concept d'unité fonctionnelle dans un contexte d'ÉC : les frontières de l'étude ne peuvent pas être réduites aux seules frontières physiques du système de produit et doivent plutôt se référer à sa fonction, de sorte à comptabiliser les usages/services subséquents.

En confrontant les résultats d'ACV avec ceux de l'indicateur de circularité MCI développé par la Fondation Ellen Macarthur, deux perspectives de mesure de la circularité sont mises en opposition : (1) le degré et (2) les effets de la circularité.

1. Les indices de circularité, tels que nommés par Corona et al. (2019), mesurent le degré de circularité d'un système et témoignent ainsi à quel point nous sommes bons à implémenter des stratégies d'ÉC. Si l'objectif est de circulariser les flux de matériaux, l'indice de circularité incarne alors la performance « artificielle » du système de produit en termes de stratégie(s) de circularité.
2. Les outils et les indicateurs d'effet de la circularité intègrent la circularisation du système de produit dans la modélisation, en étendant le champ de modélisation à l'ensemble des activités mobilisées dans le cycle de vie du produit dans le cas de l'ACV, et en mesurent les conséquences sur un indicateur désigné selon l'objectif défini, comme les aires de protection en AICV.

Ainsi, même si l'objectif implicite derrière le développement de stratégies d'ÉC est ultimement de préserver les ressources naturelles, les résultats du MCI s'écartent de ceux de l'indicateur d'impact sur les ressources en AICV car les deux indicateurs diffèrent dans leur objectif. Les résultats de l'analyse menée en lien avec l'objectif 1 démontrent alors la nécessité d'adopter une approche cycle de vie dans la comptabilisation des flux de matière et d'énergie dans la mise en place d'une stratégie d'ÉC et de compléter cette comptabilisation par une mesure des impacts environnementaux.

7.1.2 Qu'est-ce que l'ACV manque de capturer sur ces situations d'arbitrage ?

Le second objectif était de proposer une approche intégrée pour adresser les effets d'échelle occasionnés par des stratégies d'ÉC au-delà du cycle de vie du produit pour inclure l'ensemble des

utilisateurs de la matière. Si nous avons démontré dans le premier objectif la nécessité d'employer l'ACV pour identifier les situations d'arbitrage dans certains cas d'application du concept d'ÉC, nous en explorons ici les limites. Le concept d'unité fonctionnelle, fort de la perspective systémique qu'il propose, est toutefois hautement influent sur la définition du champ d'analyse et donc des résultats. Comme exposé dans la section 2.2.2, l'ACV contient certains enjeux méthodologiques propres à l'analyse des flux circulaires lorsque d'autres systèmes de produits entrent en jeu : les circuits ouverts. L'étude de cas sur le PET recyclé aux É.-U. démontre la sensibilité des conclusions sur la pertinence environnementale des stratégies d'ÉC à la manière de définir le champ d'analyse en incluant l'ensemble des fonctions de la matière. Ainsi, l'intégration de l'AFM dans la définition du champ d'analyse permet de ne plus recourir à l'allocation ou la troncature comme lorsqu'on se focalise uniquement sur une fonction, évitant ainsi que les résultats soient tributaires d'un biais méthodologique tels que nous les avons exposés dans la section 2.2.2. Malgré une mécanique économique guidée par le marché, c.-à-d. de la rencontre entre l'offre et la demande en « services utiles », ce type d'effet d'échelle est d'autant plus présent dans une économie amenée à être contrainte, et éventuellement guidée, par la disponibilité des ressources. Sans questionner ici l'existence de l'économie de marché, les résultats de ce cas d'étude nous questionnent plutôt sur les réels bénéfices environnementaux que nous pouvons tirer d'une ÉC dans le contexte du marché actuel, et comment les mesurer.

Ainsi, maximiser l'emploi de PET recyclé dans la production de bouteilles plastiques apparait environnementalement pertinent lorsque le champ d'analyse de la bouteille n'est pas questionné, car l'unité fonctionnelle est définie selon le service offert à l'utilisateur. Lorsque le champ d'analyse s'ouvre à l'ensemble des fonctions assurées par la matière dans le marché, l'offre de PET n'est alors plus contrainte par la définition d'un seul service offert à l'utilisateur, et la pertinence environnementale de stratégies d'ÉC sur le marché du PET peut alors remettre en question la pertinence environnementale de l'effort de circulariser un produit pour une fonction désignée. Le stock de PET recyclé étant contraint par l'efficacité du système de collecte, maximiser l'emploi de contenu recyclé dans les bouteilles PET ne fait que déplacer les bénéfices environnementaux d'un produit/service à un autre. Les résultats de l'analyse menée en lien avec l'objectif 2 démontrent ainsi qu'il est nécessaire de replacer les stratégies d'ÉC sur le cycle de vie d'un produit selon l'échelle à laquelle celles-ci ont un effet, en l'occurrence l'échelle du marché dans le cas du PET, et qu'évaluer la circularité à l'échelle du cycle de vie d'un produit ne suffit pas à conclure sur les

progrès réalisés vers une ÉC à l'échelle du marché, justifiant ainsi l'emploi combiné de l'ACV et de l'AFM. Notre analyse reste cependant incomplète puisqu'on ne modélise pas les effets de marché et de transitions dynamiques (nous aborderons ce sujet à la section 7.2.6).

7.1.3 Quels outils / méthodes / approches faut-il employer pour prendre en compte ces situation d'arbitrage ?

L'objectif 3 était de développer une approche numérique pour évaluer la contribution individuelle, parmi une combinaison de stratégies d'ÉC, à l'effort environnemental qui tienne compte des situations d'arbitrage environnemental et des effets d'échelle. L'approche proposée prend alors la forme d'une suite de ratios articulant des facteurs clés de circularité qui conduisent à faire varier l'impact que l'on souhaite observer. L'objectif n'était pas de proposer une approche alternative qui viendrait se substituer aux outils précédemment employés, mais plutôt de susciter des questionnements sur leur emploi dans un contexte d'ÉC. L'ACV et l'AFM demeurent les outils de référence pour produire une analyse de meilleure qualité et générer ainsi des indicateurs plus réalistes qui se trouvent employés dans les calculs des ratios.

La méthodologie proposée consiste alors à modéliser différents types de stratégies d'ÉC de par leur nature, comme une durée de vie amoindrie par l'emploi de produit de seconde main par exemple, et de par leur échelle d'application, comme dévier les flux de matériaux recyclés pour améliorer le degré de circularité d'un produit aux dépens d'un autre (perspective marché) en proposant une mesure d'efficience spécifique à une (ou un set de) stratégie d'ÉC. L'analyse par décomposition d'indicateur est une façon d'améliorer la compréhension du rôle d'une stratégie ou même d'un acteur de la chaine de valeur sur l'impact final. Dans un contexte d'analyse de la performance environnementale des stratégies d'ÉC, il devient alors plus facile d'identifier les leviers de progrès vers un découplage entre une augmentation de la demande (représenté par le facteur de mise à l'échelle) et l'impact mesuré ultimement.

7.2 Limites de la thèse et recommandations

7.2.1 Commentaires sur l'utilisation du MCI

Le MCI de la fondation Ellen Macarthur permet d'éclairer des choix de conception du produit et de faire du reporting en interne (Ellen MacArthur Foundation & Granta Design, 2015). Il n'a toutefois de réelle valeur qu'à titre comparatif et ne permet pas d'attester d'un niveau de circularité absolue, du fait qu'il nécessite une comparaison de la durée de vie du produit avec la moyenne de l'industrie. De plus, il a été conçu pour n'étudier que les ressources non renouvelables du cycle « technique », excluant ainsi toute forme de comptabilisation des flux sur les cycles biologiques ni énergétiques. De plus, le MCI ne fournit aucune indication sur les moyens pour favoriser l'adoption de pratiques circulaires selon les ressources mobilisées par le système de produit, car le recyclage d'un kilogramme d'or a la même valeur que celui d'un kilogramme de sable par exemple. Il est néanmoins intéressant pour faire des choix de conception durable s'il est complété d'une ACV ou autre analyse pouvant vérifier que celui-ci ne présente pas de déplacement d'impact.

Les outils d'évaluation de la criticité des métaux (ou des matériaux) ont l'avantage de tenir compte des risques d'approvisionnement alors liés à des questions géopolitiques. Si la criticité fournit de bonnes indications sur la priorisation des efforts relatifs à la protection des ressources, elle n'a à ce jour pas trouvé d'application scientifiquement robuste dans des méthodes d'évaluation quantitatives qui permettent de prioriser l'effort d'adoption de pratiques circulaires sur un système de produit (malgré certaines tentatives notables dans la littérature comme celle de Sonnemann et al. (2015). Le MCI pourrait employer des indicateurs de criticité de façon à pondérer les flux de matériaux et prioriser ainsi l'effort de circularisation d'un produit selon ses implications à l'échelle des ressources, toutefois non exhaustive dans l'intégration des facteurs de circularité. Un indicateur seul pourrait difficilement réunir toute la complexité des enjeux sur les ressources, et ne permettrait pas de prendre de décision suffisamment éclairée sur les enjeux environnementaux.

La structure de calcul des indicateurs en ÉC ne représente que des parties du cycle de vie d'un produit ou représente partiellement les stratégies d'ÉC. Notamment le MCI est flexible et peut intégrer différents types de stratégies. L'indicateur proposé par le WBCSD (*World Business Council for Sustainable Development*) présente une structure de calcul similaire à celle du MCI, distinguant les circuits ouverts des circuits fermés et capturant d'autres pratiques commerciales

telles que les contrats de rachat. Dans les cas présents, les indicateurs consistent à prendre en photo les trajectoires de circularité du produit avec des données de premier plan et à un moment précis. Les indicateurs développés successivement par Franklin-Johnson et al. (2016), Figge et al. (2017) et Figge et al. (2018) proposent de prendre en compte les cycles successifs pour capturer respectivement la durée de vie des ressources, la valeur économique et la masse. Bien que cela soit intéressant du point de vue cycle de vie, ces indicateurs ne permettent pas de saisir l'intégralité des stratégies d'ÉC, telles que les pratiques collaboratives et les synergies. Comme en ACV, les trajectoires en boucle ouverte posent toujours un défi méthodologique.

Différents types d'outils conviennent suivant l'analyste et l'approche. Des indicateurs tels que le MCI sont assez simples de par la quantité de données requises et conviennent bien à l'emploi par les entreprises, alors que des méthodes d'analyses plus complexes, intégrant l'approche IO (décrite à la section 2.2.3) et traçant le destin des métaux dans l'économie globale par exemple, sont davantage employées dans des milieux portés plus sur l'observation, comme dans le milieu académique, pour cibler les acteurs clés.

7.2.2 Critique du découplage

Le discours sur le découplage évoqué dans l'article 3 est lourd de présupposés sur le potentiel transformatif de l'ÉC. Le découplage consiste à opposer le sens d'évolution de deux faits qui évoluent spontanément dans le même sens. Ainsi l'ÉC aspire à découpler la croissance économique de la crise écologique se traduisant par une utilisation optimale des ressources : faire mieux avec moins (Jackson, 2010). Le découplage demande « un changement technologique massif, un effort politique considérable, une transformation de fond dans la demande de consommation, une énorme poussée internationale pour obtenir un transfert technologique visant à réduire substantiellement l'intensité d'utilisation des ressources partout dans le monde » (Jackson, 2010). Massif, considérable, énorme... la question réside dans « le volume de ce que nous voulons accomplir ». Mais comme T. Jackson l'exprime dans son ouvrage *Prosperity without Growth*, l'expérience montre les difficultés d'obtenir des résultats convaincants ; bien souvent le découplage observé fut plus relatif qu'absolu, donnant lieu à un ralentissement plutôt qu'à une inversion de tendance.

De plus, une amélioration de l'efficience entrainant une baisse des prix mène généralement le consommateur à faire grimper la quantité demandée (Schneider, 2003). Bien que l'effet rebond ne soit pas toujours facile à identifier, il est certain que l'éco-efficience ne réduira la consommation

de nos ressources que si l'objectif suivi n'est plus la production et la consommation de toujours plus de marchandises. Or l'ÉC, selon les définitions, vise bien souvent à stabiliser ou baisser la consommation des ressources naturelles en faisant une meilleure utilisation de celles-ci. Ainsi, être plus efficient n'est plus une finalité pour atteindre un meilleur rendement économique, mais un moyen de stopper l'épuisement des ressources. On entend par « amélioration de l'efficience » un moyen d'optimiser la mise en circulation des flux de matière et d'énergie de notre système économique. Dans le contexte d'une économie efficiente, la surconsommation d'une ressource dans un système opérant en boucle fermée ne peut porter que sur la consommation de ressources renouvelables. Le fameux effet rebond devrait donc, en théorie, être indirect, c.-à-d. lorsque l'économie d'une ressource tend à augmenter la consommation d'une autre. En théorie, c'est donc seulement sur le rythme d'utilisation de ces ressources – ne devant pas dépasser leur rythme de régénérescence – qu'il peut y avoir préjudice pour l'écosystème.

7.2.3 Commentaires sur les facteurs d'efficience technologique

Au-delà d'une hiérarchie de traitement des déchets, les stratégies d'ÉC abordent la question de la conservation des ressources en préservant les éléments tout au long de la chaîne de production et en proposant différents types de boucles. On parle alors de « fermer la boucle » pour désigner les stratégies de récupération des matériaux et de valorisation énergétique. Ces dernières incarnent un ensemble des solutions de dernier recours selon la hiérarchie des 3RVE, telles que la valorisation de l'énergie résiduelle, le compostage et différents types de recyclage de matériaux. L'ensemble de ces solutions sont souvent regroupées autour du concept d'écologie industrielle, trouvant son application dans le concept de métabolisme lorsqu'on parle d'un parc industriel ou d'une zone urbaine par exemple. La réutilisation, la réparation, la remise à neuf, la refabrication et le reconditionnement sont différents types de solutions qui visent à prolonger la durée de vie du produit (ou de ses composants) favorisée par les principes d'économie de fonctionnalité. Bocken et al. (2016) parlent de stratégies de ralentissement des boucles. Dans la même ligne de pensée, le rétrécissement des boucles concerne explicitement les stratégies visant à réduire la consommation de matière en optimisant les processus de fabrication. Repenser consiste à rendre le produit plus efficient pour remplir une fonction afin de prévenir la consommation grâce à des pratiques collaboratives de production et de consommation. Au-delà de considérer la préservation de la

valeur fonctionnelle du produit, la stratégie de « refus » suggère de concevoir, fabriquer ou utiliser judicieusement des produits ayant des fonctions similaires. La Figure 7.1 illustre le lien entre l'ensemble de ces stratégies et les propositions d'explications conceptuelles de la littérature (nous avons choisi de conserver les termes anglais pour ne pas risquer de dévier du sens original des termes employés).

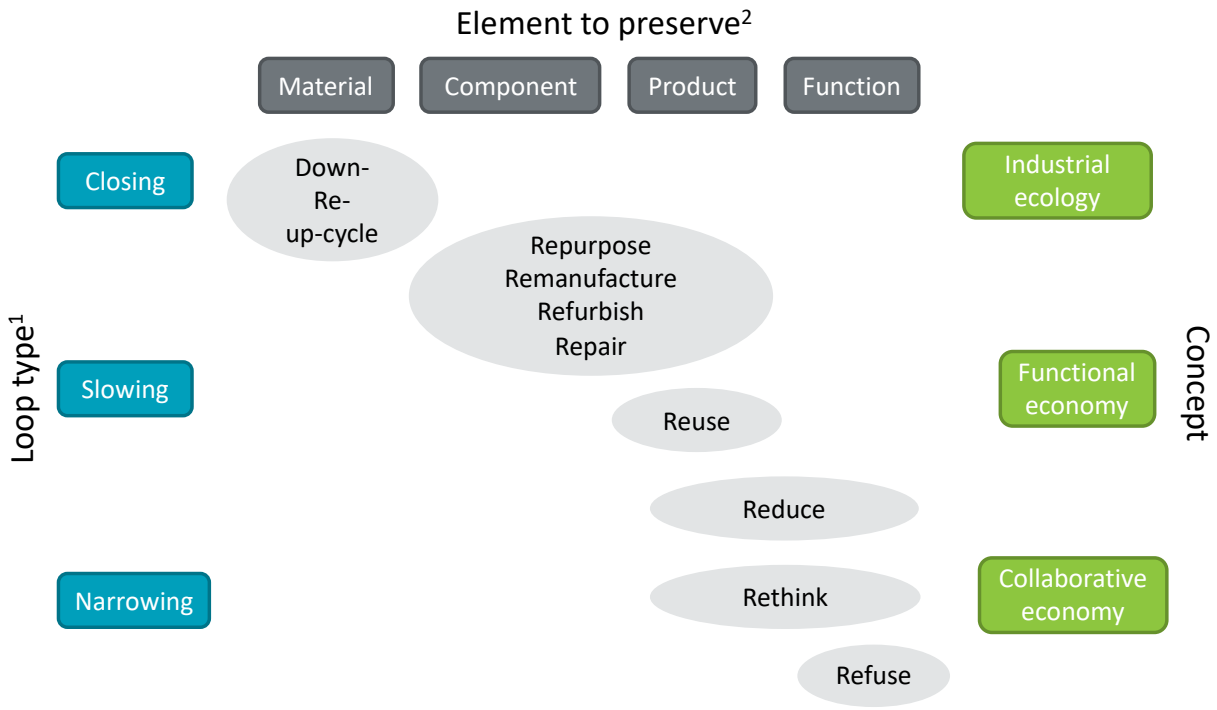

Figure 7.1: Ce que les stratégies de l'ÉC visent à préserver, inspiré de Bocken et al. (2016) et Potting, Hekkert, Worrell et Hanemaaijer (2016).

Ces différentes propositions se reflètent logiquement à travers l'équation proposée dans le Chapitre 6 que nous rappelons ici :

$$I = G \times T_1 \times T_2 \times T_3 \times T_4 \quad (1)$$

Avec G : le facteur de mise à l'échelle, définit ici par le nombre d'individus, T_1 : $Service/Personne$, T_2 : $Produit/Service$, T_3 : $Materiau/Produit$ et T_4 : $Impact/Materiau$. Les passerelles entre ratios illustrent éventuellement d'autres stratégies de l'ÉC. Certaines liaisons partielles peuvent illustrer un champ de pratiques circulaires particulier, par exemple T_2 et T_3 incarnent l'importance de préserver la fonctionnalité du matériau (ou de la substance) (Iacovidou et al., 2017). En outre, la réduction des impacts environnementaux par produit ou par service liant

ainsi T_2, T_3 et même T_4, introduits dans le champ de l'ACV, où les impacts environnementaux ne dépendent pas uniquement de l'utilisation des matériaux, et l'évaluation de l'impact sur l'environnement des produits est calculée selon la fonction qu'ils remplissent. Désigner un périmètre d'analyse selon la fonction d'un produit comme en ACV peut parfois joindre T_1 au reste des ratios lorsqu'il est question d'une fonction de consommation. L'équation 1 n'a pour but que d'illustrer les leviers potentiels sur lesquelles les stratégies d'ÉC peuvent agir pour réduire l'impact final sur l'environnement.

Allwood et al. (2011) proposent une décomposition similaire pour caractériser les impacts liés à l'efficience matérielle. Ils formulent l'équation suivante (sans utiliser la notation employée précédemment) :

$$I = D \times \frac{M_p}{D} \times \frac{M_s}{M_p} \times \frac{I}{M_s} \,, \tag{2}$$

où D représente la demande pour un produit donné, M_p/D la quantité de matériau par produit, M_s/M_p le ratio entre la quantité de matériau totale requise (l'indice « s » désigne « *supply* ») pour fabriquer le produit et la quantité de matériau par produit (l'indice « p » désigne « *product* »), soit l'intensité matière sur le cycle de vie du matériau M_p, et I/M_s l'impact de la production du matériau primaire. Jusque-là, l'équation 2 s'identifie bien à l'équation 1. Ainsi, Allwood et al. (2011) suggèrent de distinguer le stock de bien déjà en utilisation (S/L où S représente le stock en cours d'utilisation et L la durée de vie moyenne) et la demande supplémentaire (N) dans le facteur de mise à l'échelle (ce qui correspond à G dans notre système d'équation). Ainsi, l'équation précédente se développe sous la forme suivante :

$$I = \left(N + \frac{S}{L}\right) \times \frac{M_p}{D} \times \frac{M_s}{M_p} \times \left(f_0 \frac{I_0}{M_0} + f_r \frac{I_r}{M_r} + f_u \frac{I_u}{M_u}\right) \,, \tag{3}$$

où $M_s = M_0 + M_r + M_u$ et l'indice « u » réfère à la partie réutilisée, l'indice « r » la partie recyclée et l'indice « 0 » au minerai vierge. Les impacts sont alors caractérisés selon la provenance des matériaux primaires et leur fraction contenue dans le produit. Ce type de décomposition d'indicateur, plus spécifiquement lié aux processus de traitement des matériaux, s'importe facilement dans le modèle de l'équation 1 en s'identifiant aux termes G, T_3 et T_4.

En suivant cette logique de décomposition et en l'adaptant à l'équation 1, il est alors possible de formuler une nouvelle décomposition d'indicateur plus complète et qui reflète un plus grand panel de stratégies supportées par le concept d'ÉC. Pour mieux illustrer le type de décomposition, on propose d'illustrer, à partir de la hiérarchie de Potting et al. (2016) et Moraga et al. (2019), les différents niveaux de décomposition d'un arbre de processus générique et traditionnellement utilisé en ACV illustré et décrit en Annexe D. Celui-ci se décline selon la nature de l'élément à préserver : fonction, produit, composant, matériau et énergie intrinsèque.

7.2.4 Commentaires sur le facteur de mise à l'échelle

La proposition de Allwood et al. (2011) de distinguer les stocks en utilisation et la demande supplémentaire se justifie d'autant plus dans un contexte d'ÉC car la question des stocks joue un rôle essentiel dans la mise en relation de l'offre à la demande. Comme nous l'avons démontré dans le deuxième article, en l'absence d'accumulation de stock de matière secondaire, c.-à-d. lorsque l'offre et la demande en matière secondaire sont à l'équilibre, les stratégies d'ÉC peuvent se substituer les unes aux autres lorsqu'elles sont appliquées à l'échelle du produit et annuler ainsi les bénéfices potentiels d'une voie de valorisation, c.-à-d. dans un autre produit, pourtant parfois plus performante en termes d'impacts sur l'environnement. La situation inverse, c.-à-d. lorsque le volume d'offre dépasse celui de la demande, le traitement des déchets devient alors une activité commerciale additionnelle aux activités extractives. En l'occurrence, Løvik et al. (2014) ont étudié l'implication du recyclage des alliages dans la demande en matière secondaire pour le secteur automobile. Ils montrent ainsi que sur le marché européen, l'offre en matière secondaire augmentera plus rapidement que la demande pour des alliages secondaires, limitée par les possibilités d'application. Ils montrent aussi que le surplus de matière secondaire pouvait être absorbé par le marché chinois et japonais jusqu'en 2015, année à partir de laquelle tout le monde aurait dû devenir exportateur. Les auteurs proposent alors une combinaison particulière d'allocation des voies de valorisation des alliages d'aluminium issus de l'industrie automobile de sorte à minimiser le surplus de matière secondaire.

Intégrer la dynamique des stocks dans le facteur de mise à l'échelle nous amène à questionner non seulement la forme qu'il devrait prendre, mais également sur la métrique, c.-à-d. la dimension mesurée. La question réside dans ce que l'on souhaite extraire de notre activité économique

« matérialiste » pour la société, et cette notion diffère grandement selon les acteurs. En ACV, c'est à partir de la notion de fonction que le système de produit est mis à l'échelle. Si l'ÉC veille à tirer plus de bénéfices à l'utilisation des actifs matériels, l'économie de partage veille à les rendre disponibles pour un plus grand nombre d'utilisateurs. Dans ce contexte, ce n'est pas nécessairement la fonction elle-même qui ne détermine la valeur d'un produit sur le marché ni sa valeur pour la société. Madjar et Ozawa (2006) proposent d'élargir la définition d'unité fonctionnelle pour intégrer la notion d'utilité par exemple. Dans le cadre de cette thèse, la définition du facteur de mise à l'échelle demanderait davantage de réflexion et de développements pour refléter ce que l'on souhaite extraire pour la société.

7.2.5 Commentaires sur les interactions de marché

Si les interactions de marché ne sont pas explicitement représentées dans la proposition formulée au Chapitre 6, celle-ci requiert alors davantage de développements pour inclure les potentiels effets d'échelle lors de la mise en place de stratégies d'ÉC. À ce titre, l'emploi des tables IO dans ce type de structure calculatoire trouve un sens, même si leur utilisation ne permet pas de capturer tous les effets de marché notamment dû à la rigidité des prix. La formulation proposée est généraliste en ce sens; bien qu'elle se présente sous une forme linéaire par une simple multiplication et addition d'indicateurs, elle n'exclut pas l'emploi d'une structure matricielle pour introduire non seulement les interactions de marché, c.-à-d. des « recettes » de produits interindustries telles que représentées par les tables IO, mais également d'autres types de recettes de ressources / matériaux / composants / produits. L'équation 1 reprise dans la section 7.2.3 trouve alors une forme matricielle dans laquelle :

- le vecteur T_2 de coefficients f_i fournit la recette de produits i nécessaires à l'atteinte du service S,
- la matrice T_3 de coefficients f_{ij} fournit la recette des composants j contenus dans les produits i et,
- la matrice T_4 de coefficients f_{jk} fournit la recette des matériaux k contenus dans les composants j.

7.2.6 Commentaires sur la perspective système

Afin d'être exhaustif dans une telle analyse et mettre en place des politiques efficaces de lutte contre l'épuisement des ressources, analyser la circularité doit reposer sur une méthode d'analyse relativement plus sophistiquée et robuste scientifiquement que ce qui est présenté ici pour intégrer toute la complexité des synergies dans une ÉC et des enjeux de durabilité. Or l'emploi d'indicateurs simples n'exclut pas la mise en œuvre de méthodologies plus complexes en arrière. Il devient alors indispensable de fournir un cadre d'analyse général, permettant de varier le niveau d'agrégation tout en respectant une cohérence dans la mise œuvre des solutions et une convergence dans les objectifs puisque ces derniers varient selon le point de vue. Dans le domaine académique, l'intérêt est essentiellement d'étudier les chemins possibles pour parvenir à un bouclage des flux de matières et conserver les ressources pour les générations futures. Alors que du point de vue de l'organisation du territoire ou managérial, un indicateur permet de mesurer le progrès vers une « indépendance matérielle » et d'identifier les opportunités sur la gestion des flux de déchets (Camacho Otero, 2015). C'est alors précisément sur la convergence de ces perspectives que repose tout l'enjeu du développement d'un cadre méthodologique d'analyse de circularité clair et cohérent. Une partie du succès de l'ACV s'explique par le fait qu'elle oriente les décisions à tous les niveaux (politiques, économiques, industriels et individuels) de sorte qu'elle permet d'éviter que « les améliorations environnementales locales soient la résultante d'un simple déplacement de charges polluantes » (Jolliet et al., 2010).

En évoquant l'exhaustivité dans la prise en compte des facteurs clés de l'économie, il devient inévitable de s'inspirer des modèles d'équilibre général pour modéliser une économie de façon plus réaliste. Les modèles d'équilibre général calculables ont l'avantage de se baser sur l'emploi des tables IO en y intégrant notamment les réponses comportementales (l'élasticité), ce qui permet de mieux modéliser l'effet « prix ». Producteurs, consommateurs et gouvernements sont interreliés par des flux tangibles, les commodités, et des flux monétaires, comme les taxes et les subventions. Les modèles calculables d'équilibre général permettent ainsi d'estimer les effets de marché, c.-à-d. les volumes d'offre, de demande et les prix lorsque le marché est à l'équilibre, autrement dit lorsqu'en tenant compte de tous les échanges économiques (modélisés), aucun agent n'aspire à bouger de l'état d'équilibre puisque leur objectif propre est satisfait. L'emploi de modèles d'équilibre général calculables dans la modélisation des conséquences de l'application de stratégies d'ÉC, aussi bien sur le marché que sur l'environnement, permet alors d'adopter les politiques

publiques adéquates pour accompagner la transition vers une ÉC et durable. La principale question d'intérêt, pour la suite de cette littérature, sera donc la suivante : les effets d'équilibre « général » sont-ils importants au point de pouvoir renverser les effets « partiels » de premier ordre ?

7.3 Recherches futures

Les cycles d'utilisation successifs peuvent être comptabilisés dans le contexte du recyclage en boucle fermée, mais les circuits en boucle ouverte posent toujours un défi de modélisation. Dans le contexte de l'ACV, la modélisation des processus multifonctionnels est largement débattue. Par conséquent, une troncature (*cut-off* en anglais) doit être effectuée pour définir les limites des systèmes finis et réaliser l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV). Cependant, effectuer une troncature, comme en ACV attributionnelle, est en contradiction avec la vocation symbiotique de l'ÉC. Pour ce faire, plusieurs techniques peuvent permettre d'élargir les limites du système afin de prendre en compte les échanges de produits, composants et matériaux entre chaque secteur de l'économie. On propose ici de s'inspirer des méthodologies existantes de traçabilité des flux de matière dans l'économie pour formuler un outil de traçabilité du niveau de circularité dans un maillage de produits, afin d'allouer plus justement les bénéfices environnementaux de stratégies d'ÉC.

7.3.1 Les méthodes existantes pour tracer les métaux dans l'économie

Certains modèles étudient le destin des métaux à l'échelle de l'industrie tout au long de leur « durée de vie technologique », c.-à-d. leur temps de résidence dans l'économie, en combinant l'AFM et les interactions de marché avec les tables IO (Duchin & Levine, 2010; Eckelman et al., 2012; Nakamura et al., 2014). Duchin et Levine (2010) utilisent la Chaine de Markov Absorbante (AMC en anglais *Absorbing Markov Chain*) pour décrire les chemins qu'emprunte un métal dans un système industriel, combinée aux tables IO afin d'étendre le traçage des métaux à l'ensemble de l'économie. La particularité absorbante de la chaine de Markov permet d'identifier des secteurs dans desquels certaines ressources ne ressortent pas du fait qu'elles sont « consommées ». La combinaison de cette chaîne de Markov avec l'approche IO permet de déduire la durée de vie moyenne d'un métal dans l'économie et le nombre moyen d'utilisations. Par exemple, Eckelman

et al. (2012) montrent que la durée de vie technologique moyenne du nickel est de 73 ans, Duchin et Levine (2010) concluent qu'une unité de fer au Japon en 2000 est utilisée 2,67 fois. Nakamura et al. (2014) utilisent un modèle MFA basé sur une approche IO permettant de tracer des métaux sur un certain horizon de temps et un éventail de voies de valorisations différentes. Leur méthodologie consiste à partir de la fin de vie des métaux ferreux dans l'industrie automobile, à explorer leurs trajectoires sur les différentes voies de valorisation considérées et les pertes définitives[21]. Ces pertes sont caractérisées selon les processus de recyclage en œuvre et le secteur dans lequel la matière secondaire est réintroduite.

7.3.2 Tracer la circularité dans un maillage de produits

L'ÉC ne peut pas réussir sans développer une symbiose des flux de matières, c.-à-d. une économie dans laquelle chaque produit, composant et matériau trouve une utilisation différente de celle qui lui a été initialement donnée. Dans ce contexte, le niveau de circularité d'un produit devrait hériter des caractéristiques « circulaires » d'autres produits, par exemple dans les cas du recyclage en boucle ouverte ou de l'utilisation en cascade. Dans un contexte d'ÉC, certains produits font donc partie d'un plus grand maillage de produits et leur niveau de circularité doit être évalué en tenant compte de ce réseau de produits (ou de services). Le terme « symbiotique » renvoie plus spécifiquement aux cycles de réutilisation et de recyclage de sorte qu'un produit, un composant ou un matériau peuvent avoir plusieurs utilisations.

Les recherches futures pourraient adapter les techniques existantes de traçabilité des matériaux dans l'économie à la formulation d'un indicateur de contribution symbiotique. L'emploi de tables de transition d'état que nous décrivons en dans l'Annexe E pourrait apporter plus de précisions sur la représentation des interactions ressources / économie afin d'identifier avec plus de finesse l'effet d'une stratégie d'ÉC sur la préservation des ressources naturelles en tenant compte des interactions

[21] Cette méthode s'apparente à celle de Eckelman et al. (2012) en s'ajustant aux flux immatériels et aux pertes de rendement.

de marché. Les propriétés des différentes techniques évoquées précédemment et exposées en Annexe E pourraient alors être explorées pour atteindre cet objectif.

- Les tables de transition d'état fonctionnent de la même façon que les matrices de Ghosh et inversent l'ordre de lecture des tables Input-Output, focalisant sur l'allocation des extrants de production des industries. Utiliser un tel modèle renverse notre approche de l'ÉC qui est principalement axée sur la demande : comment remplir une fonction donnée (ou fournir un service donné) de manière effective, en minimisant l'utilisation de ressources vierges et les impacts sur l'environnement ? Cependant, une circularité matérielle à grande échelle implique de renverser notre approche de l'économie vers le respect de contraintes liées à la disponibilité des ressources : comment allouer efficacement les ressources pour satisfaire les besoins de services de la société ? L'adoption d'une telle approche inverse l'ordre de priorité et place au premier rang la question de la préservation des ressources.
- Appliquer la chaine de Markov absorbante permet d'identifier le parcours d'une ressource dans l'économie, modélisant les probabilités d'une ressource de transiter d'un état à un autre. L'intérêt de cette démarche est de pouvoir illustrer le caractère symbiotique d'un système de produit, ou d'une économie, dans toute sa complexité.
- Le calcul de la *Leontief inverse*, ou de l'*Output inverse* dans le cas du système de Ghosh, peut se faire à l'aide du développement en série de Taylor, aussi utilisé dans la méthode de *Structural Path Analysis* (SPA), comme nous le décrivons dans l'Annexe E. L'intérêt du SPA est de pouvoir distinguer des ordres de probabilité de transition, et donc les niveaux de « contribution symbiotique » selon les étapes de transition.

Les propositions formulées en Annexe E ne constituent pas des théories démontrées, elles représentent plus modestement des tentatives inachevées de répondre à cette problématique d'analyse de la circularité d'un produit dans un milieu symbiotique.

CHAPITRE 8 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

À la question initialement formulée dans le titre « l'ÉC est-elle bonne pour l'environnement ? », la présente thèse démontre que oui, sous réserve que les bons outils de mesure soient employés pour garantir un progrès vers une économie réellement circulaire et durable. Ce travail de recherche contribue à systématiser l'approche critique des stratégies supportées par le concept d'ÉC en fournissant les principes méthodologiques clés pour (1) capturer tout l'éventail des stratégies incarnées par l'ÉC, (2) avoir un regard un sur les situations d'arbitrage et (3) intégrer les effets d'échelle. Dans le Chapitre 4 nous avons démontré que l'approche cycle de vie demeure essentielle pour comptabiliser les flux d'un système de produit dans un contexte d'ÉC. Les divers outils récemment développés pour mesurer le niveau de progrès vers une ÉC à différentes échelles, que nous avons parcouru de manière non exhaustive dans le Chapitre 2, sont bien souvent limités dans la portée de leur champ d'analyse, omettant de comptabiliser les flux d'énergie lors de la phase d'usage, comme dans le cas d'étude réalisé sur le rechapage des pneus, les flux d'arrière-plan ainsi que les interactions de marché. À la comptabilisation des flux de matière et d'énergie doit systématiquement s'ajouter l'évaluation des impacts sur l'environnement, car diminuer le rythme de déplétion des ressources naturelles ne devrait pas être un objectif formulé indépendamment des aires de protection. L'approche cycle de vie est donc nécessaire pour évaluer la performance circulaire de stratégies individuelles, mais elle n'est pas suffisante dans un contexte où des synergies visent à être développées. Dans le Chapitre 5, nous mettons en avant la nécessité d'intégrer les effets d'échelle dans la mesure de la performance circulaire. Bien que le périmètre d'analyse doive être ajusté selon l'échelle d'application d'une stratégie, le décideur doit avoir conscience que des conséquences peuvent se répercuter sur le marché dans lequel celui-ci se place. Le cas du PET montre qu'en lançant une gamme de bouteilles en PET recyclé ne contribue pas nécessairement à préserver les ressources ni à diminuer les impacts sur l'environnement à l'échelle du marché du PET. Dans le Chapitre 6, nous proposons un cadre méthodologique d'analyse de la pertinence environnementale des stratégies d'ÉC qui intègre les situations d'arbitrage environnementaux et les effets d'échelle de façon simple et flexible. Cette proposition repose sur l'utilisation empirique de l'équation IPAT pour mesurer le niveau de découplage. En y appliquant les techniques mathématiques de décomposition d'indicateur, il devient alors possible d'analyser la contribution d'une stratégie d'ÉC individuelle à un découplage global en tenant compte du marché dans lequel celle-ci intervient.

Avec la problématique d'analyse de la circularité vient naturellement la question de la définition de l'ÉC. Si l'ÉC ne se résume pas à la simple gestion des déchets, c'est parce qu'elle tente de réunir en ensemble plus varié et complexe de solutions visant à préserver les ressources naturelles. La présente thèse ne vise pas à développer un nouvel outil qui se substituerait à ceux existants, mais plutôt de se concentrer sur leurs complémentarités et leurs limites ainsi que sur les principes méthodologiques sur lesquels les outils devraient reposer pour fournir une appréciation juste des progrès réalisés. À la question « doit-on développer de nouveaux outils dédiés à l'ÉC? », ce travail de recherche tend à démontrer qu'une meilleure intégration des outils existants suffirait.

Réduire l'analyse de la performance de stratégies d'ÉC à une décomposition d'indicateur limite grandement la possibilité de capturer toute la complexité des interactions économiques par exemple. C'est pourquoi dans la section 7.2.5 nous poussons la réflexion vers l'utilisation des tables IO pour capturer les interactions de marché. Certaines propositions dans la littérature scientifique s'approchent de la méthode calculatoire proposée ici à partir d'une structure matricielle. Elles ne permettent malheureusement pas encore une prise en main facile et compréhensible pour les acteurs du secteur privé ni ne reconnaissent le potentiel de l'ÉC dans tout ce qu'elle offre. La première recommandation qui découle de ce travail va naturellement dans le sens de la recherche sur les méthodes hybrides. Si l'emploi des tables IO demeure essentiel pour modéliser les interactions de marché, il est d'autant plus justifié dans un contexte où l'ÉC s'impose comme un paradigme favorisant le développement de synergies. Nous recommandons cependant que la modélisation des interactions de marché répondre aux contraintes dans lesquelles la planète nous impose de vivre, en veillant en premier lieu à proposer une distribution efficace de l'offre en ressources plutôt qu'à répondre de manière efficiente à la demande de services.

ÉPILOGUE

Naviguant perpétuellement dans un équilibre entre offre et demande, le système économique actuel fonctionne avant tout dans le but de servir la société, tiré ainsi par la demande. L'ÉC, en tant que concept, se superpose alors au paradigme actuel, promettant une économie plus efficiente dans l'utilisation des ressources naturelles (*Doing things right* selon l'adage anglophone). Dans ce contexte, un découplage relatif a plus souvent été mis en évidence empiriquement, se traduisant ainsi par une baisse du rythme d'extraction de ressources vierges.

Alors que l'ÉC, en tant que paradigme, suggère de repenser les principes fondamentaux sur lesquels repose notre économie, dans laquelle l'offre respecte les contraintes de l'écosphère, dans ce qu'elle peut offrir et recevoir, pour satisfaire ultimement des besoins de services que nous serions forcés de questionner. Une économie dictée par l'offre promettrait alors de faire une utilisation plus efficace des ressources naturelles (*Doing the right thing* selon l'adage anglophone).

Les conditions dans lesquelles le concept d'ÉC est communiquée au grand public semblent réunir toutes les caractéristiques du *buzz word*. Dans son livre *The Tipping Point*, Malcolm Gladwell décrit les conditions dans lesquelles un phénomène de mode se propage (Gladwell, 2006). D'une façon semblable, l'ÉC serait apparu au « grand public » à l'initiative de quelques « oiseaux rares » charismatiques et influents, comme la Fondation Ellen Macarthur, portant un message « adhérant » puisque le double objectif économique-écologique a toujours été conflictuel dans un « contexte » où le concept de développement durable ne suggère pas de solution réelle. Sans que cela révèle quoi que ce soit sur la pérennité et la réussite d'une ÉC, l'analogie avec la thèse de Malcolm Gladwell doit nous mettre en garde sur son statut actuel. Si l'ÉC conserve les mêmes caractéristiques discursives menant à autant de situations conflictuelles que le démontre cette thèse, elle devrait logiquement être amenée à disparaitre.

RÉFÉRENCES

Aizenshtein, E. (2009). Polyester fibres continue to dominate on the world textile raw materials balance sheet. *Fibre chemistry, 41*(1), 1-8.

Åkerman, E. (2016). *Development of Circular Economy Core Indicators for Natural Resources: Analysis of existing sustainability indicators as a baseline for developing circular economy indicators.* (Master of Science Thesis, Royal Institute of Technology Stockholm).

Al-Salem, S., Lettieri, P., & Baeyens, J. (2009). Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste management, 29*(10), 2625-2643.

Alcott, B. (2008). The sufficiency strategy: Would rich-world frugality lower environmental impact? *Ecological Economics, 64*(4), 770-786.

Allwood, J. M. (2014). Squaring the circular economy: The role of recycling within a hierarchy of material management strategies.

Allwood, J. M., Ashby, M. F., Gutowski, T. G., & Worrell, E. (2011). Material efficiency: A white paper. *Resources, Conservation and Recycling, 55*(3), 362-381.

Allwood, J. M., Cullen, J. M., Carruth, M. A., Cooper, D. R., McBrien, M., Milford, R. L., . . . Patel, A. C. (2012). *Sustainable materials: with both eyes open*: Citeseer.

Amari, T., Themelis, N. J., & Wernick, I. K. (1999). Resource recovery from used rubber tires. *Resources Policy, 25*(3), 179-188.

Andersen, M. S. (2007). An introductory note on the environmental economics of the circular economy. *Sustainability Science, 2*(1), 133-140.

Ang, B., Huang, H., & Mu, A. (2009). Properties and linkages of some index decomposition analysis methods. *Energy Policy, 37*(11), 4624-4632. doi:10.1016/j.enpol.2009.06.017

Ang, B. W. (2004). Decomposition analysis for policymaking in energy:: which is the preferred method? *Energy policy, 32*(9), 1131-1139.

Ang, B. W., & Choi, K.-H. (1997). Decomposition of aggregate energy and gas emission intensities for industry: a refined Divisia index method. *The Energy Journal*, 59-73.

Ang, B. W., Liu, F., & Chew, E. P. (2003). Perfect decomposition techniques in energy and environmental analysis. *Energy Policy, 31*(14), 1561-1566.

Ang, B. W., & Liu, N. (2007). Handling zero values in the logarithmic mean Divisia index decomposition approach. *Energy policy, 35*(1), 238-246.

Ang, B. W., & Wang, H. (2015). Index decomposition analysis with multidimensional and multilevel energy data. *Energy Economics, 51*, 67-76. doi:10.1016/j.eneco.2015.06.004

Ardente, F., & Mathieux, F. (2014). Identification and assessment of product's measures to improve resource efficiency: the case-study of an Energy using Product. *Journal of cleaner production, 83*, 126-141.

Arnsperger, C., & Bourg, D. (2016). Vers une économie authentiquement circulaire. *Revue de l'OFCE,* (1), 91-125.

Ayres, R. U. (1999). The second law, the fourth law, recycling and limits to growth. *Ecological Economics, 29*(3), 473-483.

Ayres, R. U., & Warr, B. (2010). *The economic growth engine: how energy and work drive material prosperity*: Edward Elgar Publishing.

Azar, C., Holmberg, J., & Lindgren, K. (1996). Socio-ecological indicators for sustainability. *Ecological economics, 18*(2), 89-112.

Bakshi, B. R., Gutowski, T. G., & Sekulic, D. P. (2011). *Thermodynamics and the Destruction of Resources*: Cambridge University Press.

Bandyopadhyay, S., Agrawal, S., Ameta, R., Dasgupta, S., Mukhopadhyay, R., Deuri, A., . . . Ameta, R. (2008). An overview of rubber recycling. *Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology, 24*(2), 73.

Bartolome, L., Imran, M., Cho, B. G., Al-Masry, W. A., & Kim, D. H. (2012). Recent developments in the chemical recycling of PET. *Material recycling-trends and perspectives, 406*.

Bataineh, K. M. (2020). Life-Cycle Assessment of Recycling Postconsumer High-Density Polyethylene and Polyethylene Terephthalate. *Advances in Civil Engineering, 2020*, 15. doi:https://doi.org/10.1155/2020/8905431

Benavides, P. T., Dunn, J. B., Han, J., Biddy, M., & Markham, J. (2018). Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 6*(8). doi:10.1021/acssuschemeng.8b00750

Bihouix, P., & De Guillebon, B. (2010). *Quel futur pour les métaux?: raréfaction des métaux: un nouveau défi pour la société*: EDP sciences.

Bjørn, A. (2015). *Better, but good enough? Indicators for absolute environmental sustainability in a life cycle perspective.* (Ph.D., Technical University of Denmark).

Bjørn, A., & Hauschild, M. Z. (2013). Absolute versus relative environmental sustainability. *Journal of Industrial Ecology, 17*(2), 321-332.

Blomsma, F., & Brennan, G. (2017). The emergence of circular economy: A new framing around prolonging resource productivity. *Journal of Industrial Ecology, 21*(3), 603-614.

Bocken, N. M., de Pauw, I., Bakker, C., & van der Grinten, B. (2016). Product design and business model strategies for a circular economy. *Journal of Industrial and Production Engineering, 33*(5), 308-320.

Bösch, M. E., Hellweg, S., Huijbregts, M. A., & Frischknecht, R. (2007). Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 12*(3), 181.

Botsman, R. (2013). The sharing economy lacks a shared definition. *Fast Company*.

Botsman, R., & Rogers, R. (2010). What's mine is yours. *The rise of collaborative consumption*.

Boulding, K. E. (1966). The economics of the coming spaceship earth. *Environmental Quality Issues in a Growing Economy*.

Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2004). Practical handbook of material flow analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 9*(5), 337-338.

Camacho Otero, J. (2015). *Circularity assessment for companies : elements for a general framework.* (Mémoire de maîtrise, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Suède). (E 2015:11). Tiré de http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/231929/231929.pdf

Cayzer, S., Griffiths, P., & Beghetto, V. (2017). Design of indicators for measuring product performance in the circular economy. *International Journal of Sustainable Engineering, 10*(4-5), 289-298.

Chilton, T., Burnley, S., & Nesaratnam, S. (2010). A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. *Resources, Conservation and Recycling, 54*(12), 1241-1249.

Clearpark. (2017). Polyethylene Therephthalate (PET). Tiré de http://www.clearpak.com/site/clear-plastic-packaging-materials/pet-polyethylene-terethphalate-plastic

Commoner, B. (1972). The environmental cost of economic growth. *Chemistry in Britain, 8*(2), 52.

Cooper, D. R., & Gutowski, T. G. (2017). The environmental impacts of reuse: a review. *Journal of Industrial Ecology, 21*(1), 38-56.

Cooper, S. J., Giesekam, J., Hammond, G. P., Norman, J. B., Owen, A., Rogers, J. G., & Scott, K. (2017). Thermodynamic insights and assessment of the 'circular economy'. *Journal of Cleaner Production, 162*, 1356-1367.

Corona, B., Shen, L., Reike, D., Carreón, J. R., & Worrell, E. (2019). Towards sustainable development through the circular economy—A review and critical assessment on current circularity metrics. *Resources, Conservation and Recycling, 151*, 104498.

Corti, A., & Lombardi, L. (2004). End life tyres: Alternative final disposal processes compared by LCA. *Energy, 29*(12), 2089-2108.

Cullen, J. M. (2017). Circular economy: theoretical benchmark or perpetual motion machine? *Journal of Industrial Ecology, 21*(3), 483-486.

D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähtinen, K., Korhonen, J., . . . Toppinen, A. (2017). Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production, 168*, 716-734.

de Almeida, S. T., Borsato, M., & Ugaya, C. M. L. (2017). Application of exergy-based approach for implementing design for reuse: The case of microwave oven. *Journal of Cleaner Production, 168*, 876-892.

Descola, P. (2015). *Par-delà nature et culture*: Editions Gallimard.

Dewulf, J., Bösch, M. E., Meester, B. D., Vorst, G. V. d., Langenhove, H. V., Hellweg, S., & Huijbregts, M. A. (2007). Cumulative exergy extraction from the natural environment (CEENE): a comprehensive life cycle impact assessment method for resource accounting. *Environmental science & technology, 41*(24), 8477-8483.

Dewulf, J., & Van Langenhove, H. (2005). Integrating industrial ecology principles into a set of environmental sustainability indicators for technology assessment. *Resources, Conservation and Recycling, 43*(4), 419-432. doi:10.1016/j.resconrec.2004.09.006

Dewulf, J. P., & Van Langenhove, H. R. (2002). Quantitative assessment of solid waste treatment systems in the industrial ecology perspective by exergy analysis. *Environmental science & technology, 36*(5), 1130-1135.

Di Maio, F., & Rem, P. C. (2015). A robust indicator for promoting circular economy through recycling. *Journal of Environmental Protection, 6*(10), 1095.

Diener, E. (2009). *The science of well-being: The collected works of Ed Diener* (vol. 37): Springer Science & Business Media.

Dietz, T., & Rosa, E. A. (1994). Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human ecology review, 1*(2), 277-300.

Dincer, I., & Rosen, M. A. (2007). *Exergy: energy, environment and sustainable development* (1rst edition^{e} éd.): Elsevier Ltd.

Duchin, F., & Levine, S. H. (2010). Embodied Resource Flows and Product Flows: Combining the Absorbing Markov Chain With the Input-Output Model. *Journal of Industrial Ecology, 14*(4), 586-597.

Duru-Bellat, M. (2013). Compte rendu d'Agnès Sinaï (dir.), 2013, Penser la décroissance. Politiques de l'Anthropocène, Paris, Les Presses de Sciences Po, coll. Nouveaux débats. *Lectures,* (8 juin), 1-3.

Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 16*(5), 445-453.

Eckelman, M. J., Reck, B. K., & Graedel, T. (2012). Exploring the global journey of nickel with Markov chain models. *Journal of Industrial Ecology, 16*(3), 334-342.

EEA. (2016). *Circular Economy in Europe - Developing the Knowledge Base (No. 2)*. European Environmental Agency.

Ehrlich, P. R., & Holdren, J. P. (1972). A bulletin dialogue on 'The closing circle': critique: one-dimensional ecology. *Bulletin of the Atomic Scientists, 28*(5), 16-27.

Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production, 142*, 2741-2751.

Ellen MacArthur Foundation. (2019). *Completing the Picture: How the Circular Economy Tackles Climate Change*. Tiré de https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications

Ellen MacArthur Foundation, & Granta Design. (2015). *Circularity indicators : an approach to measuring circular economy*. Tiré de https://www.ellenmacarthurfoundation.org/programmes/insight/circularity-indicators

Ellen MacArthur Foundation, & Material Economics. (2019). *Completing the Picture: How the Circular Economy Tackles Climate Change*. Ellen MacArthur Foundation, Cowes, UK.

EPA. (2016). *Advancing Sustainable Materials Management: 2014 Fact Sheet. Assessing Trends in Material Generation, Recycling, Composting, Combustion with Energy Recovery and Landfilling in the United States*. Tiré de https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/advancing-sustainable-materials-management

Erkman, S. (1997). Industrial ecology: an historical view. *Journal of cleaner production, 5*(1-2), 1-10.

Esseghaier, L. (2016). *Interrelation de l'écologie industrielle et de l'économie circulaire: étude du parc industriel et portuaire de Bécancour.* (Université de Sherbrooke).

European Tyre and Rubber Manufacturers' Association. (2011). *End of life tyres: A valuable resource with growing potential*. Tiré de www.etrma.org

Eurostat. (2013). *Economy-wide material Flow Accounts*. Tiré de http://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/6191533/2013-EW-MFA-Guide-10Sep2013.pdf/

Eurostat. (2018). *Economy-Wide Material Flow Accounts: Handbook*. https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-manuals-and-guidelines/-/KS-GQ-18-006:

Figge, F., Givry, P., Canning, L., Franklin-Johnson, E., & Thorpe, A. (2017). Eco-efficiency of Virgin Resources: A Measure at the Interface Between Micro and Macro Levels. *Ecological Economics, 138*, 12-21.

Figge, F., & Thorpe, A. S. (2019). The symbiotic rebound effect in the circular economy. *Ecological Economics, 163*, 61-69.

Figge, F., Thorpe, A. S., Givry, P., Canning, L., & Franklin-Johnson, E. (2018). Longevity and Circularity as Indicators of Eco-Efficient Resource Use in the Circular Economy. *Ecological Economics, 150*, 297-306.

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.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Giljum, S., Lutter, S., Mayer, A., Bringezu, S., . . . Weisz, H. (2011). Methodology and indicators of economy-wide material flow accounting. *Journal of Industrial Ecology, 15*(6), 855-876.

Flipsen, B., Bakker, C., & van Bohemen, G. (2016). *Developing a reparability indicator for electronic products.* Communication présentée à Electronics Goes Green 2016+(EGG), 2016 (p. 1-9).

Font Vivanco, D., Kemp, R., Voet, E., & Heijungs, R. (2014). Using LCA-based Decomposition Analysis to Study the Multidimensional Contribution of Technological Innovation to Environmental Pressures. *Journal of Industrial Ecology, 18*(3), 380-392.

Franceschini, S., & Pansera, M. (2015). Beyond unsustainable eco-innovation: The role of narratives in the evolution of the lighting sector. *Technological Forecasting and Social Change, 92*, 69-83.

Francis, P., & McDonagh, S. (2016). *On Care for Our Common Home, Laudato Si': The Encyclical of Pope Francis on the Environment*: Orbis Books.

Franklin Associates. (2011). *Life Cycle Inventory of 100% postconsumer HDPE and PET recycled resin from postconsumer containers and packaging* The American Chemistry Council website Tiré de https://plastics.americanchemistry.com/Education-Resources/Publications/Life-Cycle-Inventory-of-Postconsumer-HDPE-and-PET-Recycled-Resin.pdf

Franklin-Johnson, E., Figge, F., & Canning, L. (2016). Resource duration as a managerial indicator for Circular Economy performance. *Journal of Cleaner Production, 133*, 589-598.

Gaines, L. (2012). To recycle, or not to recycle, that is the question: Insights from life-cycle analysis. *MRS bulletin, 37*(4), 333-338.

Gallie, W. B. (1955). *Essentially contested concepts.* Communication présentée à Proceedings of the Aristotelian society (vol. 56, p. 167-198).

García-Barragán, J. F., Eyckmans, J., & Rousseau, S. (2019). Defining and measuring the circular economy: A mathematical approach. *Ecological economics, 157*, 369-372.

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M., & Hultink, E. J. (2016). The Circular Economy–A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*.

Geng, Y., Fu, J., Sarkis, J., & Xue, B. (2012). Towards a national circular economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis. *Journal of Cleaner Production, 23*(1), 216-224.

Geng, Y., Sarkis, J., Ulgiati, S., & Zhang, P. (2013). Measuring China's circular economy. *Science, 339*(6127), 1526-1527.

Genovese, A., Acquaye, A. A., Figueroa, A., & Koh, S. L. (2015). Sustainable supply chain management and the transition towards a circular economy: Evidence and some applications. *Omega, 66*, 344-357.

Georgescu-Roegen, N. (1971). *The entropy law and the economic process*: Harvard University Press.

Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T., & Henderson, A. (2015). Common misconceptions about recycling. *Journal of Industrial Ecology*.

Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production, 114*, 11-32.

Giampietro, M. (2019). On the Circular Bioeconomy and Decoupling: Implications for Sustainable Growth. *Ecological Economics, 162*, 143-156.

Gladwell, M. (2006). *The tipping point: How little things can make a big difference*: Little, Brown.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008. *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1*.

Graedel, T., Harper, E., Nassar, N., Nuss, P., & Reck, B. K. (2015). Criticality of metals and metalloids. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 112*(14), 4257-4262.

Graedel, T. E., Barr, R., Chandler, C., Chase, T., Choi, J., Christoffersen, L., . . . Nassar, N. T. (2012). Methodology of metal criticality determination. *Environmental science & technology, 46*(2), 1063-1070.

Grand, M. C. (2016). Carbon emission targets and decoupling indicators. *Ecological Indicators, 67*, 649-656.

Greening, L. A., Greene, D. L., & Difiglio, C. (2000). Energy efficiency and consumption—the rebound effect—a survey. *Energy policy, 28*(6), 389-401.

Guerra, A. I., & Sancho, F. (2010). *A Comparison Of Input-Output Models: Ghosh Reduces To Leontief (But 'Closing' Ghosh Makes It More Plausible)*. Graduate School of Economics.

Gutowski, T. G., Sahni, S., Allwood, J. M., Ashby, M. F., & Worrell, E. (2013). The energy required to produce materials: constraints on energy-intensity improvements, parameters of demand. *Phil. Trans. R. Soc. A, 371*(1986), 20120003.

Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., & Heinz, M. (2015). How circular is the global economy?: an assessment of material flows, waste production, and recycling in the European union and the world in 2005. *Journal of Industrial Ecology, 19*(5), 765-777.

Hahn, T., Figge, F., Pinkse, J., & Preuss, L. (2010). Trade-offs in corporate sustainability: you can't have your cake and eat it. *Business Strategy and the Environment, 19*(4), 217-229.

Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., . . . Laurent, A. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 18*(3), 683-697.

Herendeen, R. A. (1998). *Ecological numeracy: quantitative analysis of environmental issues*: John Wiley & Sons.

Hoekstra, R., & Van den Bergh, J. C. (2003). Comparing structural decomposition analysis and index. *Energy economics, 25*(1), 39-64.

Homrich, A. S., Galvão, G., Abadia, L. G., & Carvalho, M. M. (2017). The Circular Economy Umbrella: Trends and Gaps on Integrating Pathways. *Journal of Cleaner Production*.

Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005). Eco-efficiency and Its xsTerminology. *Journal of Industrial Ecology, 9*(4), 43-46.

Huysman, S., De Schaepmeester, J., Ragaert, K., Dewulf, J., & De Meester, S. (2017). Performance indicators for a circular economy: A case study on post-industrial plastic waste. *Resources, Conservation and Recycling, 120*, 46-54.

Iacovidou, E., Millward-Hopkins, J., Busch, J., Purnell, P., Velis, C. A., Hahladakis, J. N., . . . Brown, A. (2017). A pathway to circular economy: Developing a conceptual framework for complex value assessment of resources recovered from waste. *Journal of Cleaner Production, 168*, 1279-1288.

Iacovidou, E., Velis, C. A., Purnell, P., Zwirner, O., Brown, A., Hahladakis, J., . . . Williams, P. T. (2017). Metrics for optimising the multi-dimensional value of resources recovered from waste in a circular economy: A critical review. *Journal of Cleaner Production, 166*, 910-938.

Jackson, T., & Senker, P. (2011). Prosperity without growth: Economics for a finite planet. *Energy & Environment, 22*(7), 1013-1016.

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.

Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2010). *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan* (vol. 23): PPUR presses polytechniques.

Kampelmann, S. (2016). Mesurer l'économie circulaire à l'échelle territoriale. *Revue de l'OFCE,* (1), 161-184.

Khattak, S. H., Greenough, R., Korolija, I., & Brown, N. (2016). An exergy based approach to resource accounting for factories. *Journal of Cleaner Production, 121*, 99-108.

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling, 127*, 221-232.

Klinglmair, M., Sala, S., & Brandão, M. (2014). Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 19*(3), 580-592.

Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018). Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecological Economics, 143*, 37-46.

Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., & Birkie, S. E. (2018). Circular economy as an essentially contested concept. *Journal of Cleaner Production, 175*, 544-552.

Kristensen, H. S., & Mosgaard, M. A. (2019). A review of micro level indicators for a circular economy–moving away from the three dimensions of sustainability? *Journal of Cleaner Production*, 118531.

Kubiszewski, I., Costanza, R., Franco, C., Lawn, P., Talberth, J., Jackson, T., & Aylmer, C. (2013). Beyond GDP: Measuring and achieving global genuine progress. *Ecological Economics, 93*, 57-68.

Kuczenski, B., & Geyer, R. (2010). Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996–2007. *Resources, Conservation and Recycling, 54*(12), 1161-1169.

Kuczenski, B., & Geyer, R. (2013). PET bottle reverse logistics—environmental performance of California's CRV program. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 18*(2), 456-471.

Laboy-Nieves, E. N. (2014). Energy recovery from scrap tires: a sustainable option for small islands like Puerto Rico. *Sustainability, 6*(5), 3105-3121.

Li, R., & Su, C. (2012). Evaluation of the circular economy development level of Chinese chemical enterprises. *Procedia Environmental Sciences, 13*, 1595-1601.

Lieder, M., & Rashid, A. (2016). Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. *Journal of Cleaner Production, 115*, 36-51.

Linder, M., Sarasini, S., & Loon, P. (2017). A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*.

Linder, M., Sarasini, S., & van Loon, P. (2017). A metric for quantifying product-level circularity. *Journal of Industrial Ecology, 21*(3), 545-558.

Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétreault, H., Bernard, S., & Margni, M. (2018a). Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *Journal of cleaner production, 183*, 424-435.

Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétreault, H., Bernard, S., & Margni, M. (2018b). Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *Journal of Cleaner Production*.

Lonca, G., Muggéo, R., Tétreault-Imbeault, H., Bernard, S., & Margni, M. (2018). A Bi-dimensional Assessment to Measure the Performance of Circular Economy: A Case Study of Tires End-of-Life Management. Dans E. Benetto, K. Gericke, & M. Guiton (édit.), *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies: From Science to Innovation* (p. 33-42). Cham: Springer International Publishing.

Løvik, A. N., Modaresi, R., & Müller, D. B. (2014). Long-term strategies for increased recycling of automotive aluminum and its alloying elements. *Environmental science & technology, 48*(8), 4257-4265.

Lu, Z., & Mao, J. (2003). Crossing "Environmental Mountain"—On the increase and decrease of environment impact in the process of economic growth. *Engineering Science, 5*(12), 36-42.

Lu, Z., Wang, H., & Yue, Q. (2011). Decoupling indicators: Quantitative relationships between resource use, waste emission and economic growth. *Resources Science, 33*(1), 2-9.

Lu, Z., & Yue, Q. (2010). IeGTX equation and IeGTe equation: analysis of SO2 and COD emissions during economic growth in China. *Research of Environmental Sciences, 23*(9), 1101-1107.

Ma, S., Hu, S., Chen, D., & Zhu, B. (2015). A case study of a phosphorus chemical firm's application of resource efficiency and eco-efficiency in industrial metabolism under circular economy. *Journal of Cleaner Production, 87*, 839-849.

Ma, S.-h., Wen, Z.-g., Chen, J.-n., & Wen, Z.-c. (2014). Mode of circular economy in China's iron and steel industry: a case study in Wu'an city. *Journal of cleaner production, 64*, 505-512.

MacArthur, E. (2013). Towards a circular economy—Economic and business rationale for an accelerated transition. *Ellen MacArthur Foundation: Cowes, UK*.

Macarthur, E. (2013). Towards the circular economy: Opportunities for the consumer goods sector. *Ellen MacArthur Foundation*.

Machida, W. (2011). IPAT equation, life cycle inventory analysis and dynamic Leontief model for critical thinking in industrial ecology: Decomposition, attribution and marginal analyses for innovative solutions.

Makov, T., & Font Vivanco, D. (2018). Does the circular economy grow the pie? The case of rebound effects from smartphone reuse. *Frontiers in Energy Research, 6*, 39.

Material Economics. (2018). *The circular economy - a powerful force for climate mitigation*. http://materialeconomics.com/publications/publication/the-circular-economy-a-powerful-force-for-climate-mitigation:

Mattila, T., Lehtoranta, S., Sokka, L., Melanen, M., & Nissinen, A. (2012). Methodological aspects of applying life cycle assessment to industrial symbioses. *Journal of Industrial Ecology, 16*(1), 51-60.

Mayer, A., Haas, W., Wiedenhofer, D., Krausmann, F., Nuss, P., & Blengini, G. A. (2019). Measuring progress towards a circular economy: a monitoring framework for economy-wide material loop closing in the EU28. *Journal of industrial ecology, 23*(1), 62-76.

McDonough, W., & Braungart, M. (2002). Remaking the way we make things: Cradle to cradle. *New York: North Point Press. ISBN, 1224942886*, 104.

McDonough, W., & Braungart, M. (2010). *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*: MacMillan.

McDowall, W., Geng, Y., Huang, B., Barteková, E., Bleischwitz, R., Türkeli, S., . . . Doménech, T. (2017). Circular economy policies in China and Europe. *Journal of Industrial Ecology, 21*(3), 651-661.

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens, W. W. (1972). The limits to growth. *New York, 102*.

Meyerson, L. A., Baron, J., Melillo, J. M., Naiman, R. J., O'Malley, R. I., Orians, G., . . . Sala, O. E. (2005). Aggregate measures of ecosystem services: can we take the pulse of nature? *Frontiers in Ecology and the Environment, 3*(1), 56-59.

Milios, L. (2016). Policies for Resource Efficient and Effective Solutions: A review of concepts, current policy landscape and future policy considerations for the transition to a Circular Economy.

Miller, R. E., & Blair, P. D. (2009). *Input-output analysis: foundations and extensions*: Cambridge University Press.

Ministère de l'Écologie, d. D. D. e. d. l. É. (2014). *Comptabilité des flux de matière dans les régions et départements : guide méthodologique*. Comissariat Général du Développement Durable. Tiré de www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., . . . Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling, 146*, 452-461.

Moriguchi, Y. (2007). Material flow indicators to measure progress toward a sound material-cycle society. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 9*(2), 112-120.

Murray, A., Skene, K., & Haynes, K. (2017). The circular economy: An interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. *Journal of Business Ethics, 140*(3), 369-380.

Nakamura, S., Kondo, Y., Kagawa, S., Matsubae, K., Nakajima, K., & Nagasaka, T. (2014). MaTrace: Tracing the fate of materials over time and across products in open-loop recycling. *Environmental science & technology, 48*(13), 7207-7214.

NAPCOR. (2017). *Report on Postconsumer PET Container Recycling Activity in 2016* Tiré de https://napcor.com/wp-content/uploads/2017/10/NAPCOR-APR_2016RateReport_FINAL.pdf

Nassar, N. T., Du, X., & Graedel, T. (2015). Criticality of the rare earth elements. *Journal of Industrial Ecology, 19*(6), 1044-1054.

Neumayer, E. (2003). *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*: Edward Elgar Publishing.

Nilsen, H. R. (2019). The hierarchy of resource use for a sustainable circular economy. *International Journal of Social Economics, 47*(1), 27-40. doi:doi.org/10.1108/IJSE-02-2019-0103

Nordhaus, W. D., & Tobin, J. (1972). Is growth obsolete? Dans *Economic Research: Retrospect and prospect, Volume 5, Economic growth* (p. 1-80): Nber.

OECD. (2002). *Indicators to measure decoupling of environmental pressure from economic growth*. Tiré de http://www.olis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/sg-sd(2002)1-final

Orsato, R. J. (2006). Competitive environmental strategies: when does it pay to be green? *California management review, 48*(2), 127-143.

Parchomenko, A., Nelen, D., Gillabel, J., & Rechberger, H. (2019). Measuring the circular economy-A Multiple Correspondence Analysis of 63 metrics. *Journal of cleaner production, 210*, 200-216.

Park, J. Y., & Chertow, M. R. (2014). Establishing and testing the "reuse potential" indicator for managing wastes as resources. *Journal of environmental management, 137*, 45-53.

Pauli, G. A. (2010). *The blue economy: 10 years, 100 innovations, 100 million jobs*: Paradigm Publications.

Pauliuk, S., Wang, T., & Müller, D. B. (2011). Moving toward the circular economy: The role of stocks in the Chinese steel cycle. *Environmental science & technology, 46*(1), 148-154.

Pearce, D. W., Markandya, A., & Barbier, E. (1989). *Blueprint for a green economy* (vol. 1): Earthscan.

Perman, R. (2003). Natural resource and environmental economics. Dans: Pearson Education.

Philips. (2018). *Annual Report 2017: Addressing healthcare challenges through innovation*. Tiré de https://www.philips.com/static/annualresults/2017/PhilipsFullAnnualReport2017-English.pdf

Plastics Division of the American Chemistry Council, & Association of Plastic Recyclers. (2017). *United States National Postconsumer Plastic Bottle Recycling Report*. Tiré de https://plastics.americanchemistry.com/Reports-and-Publications/National-Post-Consumer-Plastics-Bottle-Recycling-Report.pdf

Potting, J., Hekkert, M., Worrell, E., & Hanemaaijer, A. (2016). Circular Economy: Measuring Innovation in the Product Chain - Policy Report. . *PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague*.

Rashad, A. M. (2016). A comprehensive overview about recycling rubber as fine aggregate replacement in traditional cementitious materials. *International Journal of Sustainable Built Environment, 5*(1), 46-82.

Rechberger, H., & Brunner, P. H. (2002). A new, entropy based method to support waste and resource management decisions. *Environmental science & technology, 36*(4), 809-816.

Rees, W., & Wackernagel, M. (1996). Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable—and why they are a key to sustainability. *Environmental impact assessment review, 16*(4-6), 223-248.

Rochat, D., Binder, C. R., Diaz, J., & Jolliet, O. (2013). Combining Material Flow Analysis, Life Cycle Assessment, and Multiattribute Utility Theory: Assessment of End-of-Life Scenarios for Polyethylene Terephthalate in Tunja, Colombia. *Journal of Industrial Ecology, 17*(5), 642-655.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., . . . Schellnhuber, H. J. (2009). A safe operating space for humanity. *nature, 461*(7263), 472-475.

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., & Cluzel, F. (2017). How to Assess Product Performance in the Circular Economy? Proposed Requirements for the Design of a Circularity Measurement Framework. *Recycling, 2*(1), 6.

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., & Kendall, A. (2018). A taxonomy of circular economy indicators. *Journal of Cleaner Production*.

Sassanelli, C., Rosa, P., Rocca, R., & Terzi, S. (2019). Circular Economy performance assessment methods: a systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*.

Sauvé, S., Bernard, S., & Sloan, P. (2016). Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research. *Environmental Development, 17*, 48-56.

Schaltegger, S., & Figge, F. (2000). Environmental shareholder value: economic success with corporate environmental management. *Corporate Social-Responsibility and Environmental Management, 7*(1), 29.

Scheepens, A., Vogtländer, J., & Brezet, J. (2016). Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: making water tourism more sustainable. *Journal of Cleaner Production, 114*, 257-268.

Schneider, L., Berger, M., Schüler-Hainsch, E., Knöfel, S., Ruhland, K., Mosig, J., . . . Finkbeiner, M. (2014). The economic resource scarcity potential (ESP) for evaluating resource use based on life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 19*(3), 601-610.

Schroeder, P., Anggraeni, K., & Weber, U. (2018). The Relevance of Circular Economy Practices to the Sustainable Development Goals. *Journal of Industrial Ecology*.

Schwartzman, D. (2008). The limits to entropy: Continuing misuse of thermodynamics in environmental and Marxist theory. *Science & Society*, 43-62.

Setboonsarng, C. (2019). Plastics maker Indorama commits $1.5 billion to recycling. *Reuters*.

Shen, L., Worrell, E., & Patel, M. K. (2010). Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, conservation and recycling, 55*(1), 34-52.

Skene, K. R. (2018). Circles, spirals, pyramids and cubes: why the circular economy cannot work. *Sustainability Science, 13*(2), 479-492.

Sonnemann, G., Gemechu, E. D., Adibi, N., De Bruille, V., & Bulle, C. (2015). From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. *Journal of Cleaner Production, 94*, 20-34.

Stahel, W. (2010). *The performance economy*: Springer.

Stahel, W. (2016). Transition vers une économie circulaire : opportunités et défis pour le Québec et Canada. Université de Montréal: Institut EDDEC.

Stahel, W. R. (2013a). The business angle of a circular economy–higher competitiveness, higher resource security and material efficiency. *A new dynamic: Effective business in a circular economy, 1*.

Stahel, W. R. (2013b). Policy for material efficiency—sustainable taxation as a departure from the throwaway society. *Phil. Trans. R. Soc. A, 371*(1986), 20110567.

Stewart, M., & Weidema, B. P. (2005). A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use-A focus on resource functionality (8 pp). *The international journal of life cycle assessment, 10*(4), 240-247.

Su, B., Heshmati, A., Geng, Y., & Yu, X. (2013). A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation. *Journal of Cleaner Production, 42*, 215-227. doi:10.1016/j.jclepro.2012.11.020

Suh, S., & Heijungs, R. (2007). Power series expansion and structural analysis for life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 12*(6), 381-390.

Talberth, J., Cobb, C., & Slattery, N. (2007). The genuine progress indicator 2006. *Oakland, CA: Redefining Progress, 26*.

Tapio, P. (2005). Towards a theory of decoupling: degrees of decoupling in the EU and the case of road traffic in Finland between 1970 and 2001. *Transport policy, 12*(2), 137-151.

Tukker, A. (2015). Product services for a resource-efficient and circular economy–a review. *Journal of cleaner production, 97*, 76-91.

UNFCCC. (2017). INDC's as communicated by parties. Tiré de http://www4.unfccc.int/submissions/indc/Submission%20Pages/submissions.aspx

US International Trade Commission. (2017). *Polyethylene Terephthalate (PET) Resin from Brazil, Indonesia, Korea, Pakistan and Taiwan*. USITC website: Tiré de https://www.usitc.gov/publications/701_731/pub4740.pdf

Van der Voet, E., van Oers, L., & Nikolic, I. (2004). Dematerialization: not just a matter of weight. *Journal of Industrial Ecology, 8*(4), 121-137.

Van Ewijk, S., & Stegemann, J. (2016). Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions in material throughput. *Journal of Cleaner Production, 132*, 122-128.

van Schaik, A., & Reuter, M. A. (2016). Recycling Indices Visualizing the Performance of the Circular Economy. *World of Metallurgy, 4*(69), 201-216.

Vanegas, P., Peeters, J., Cattrysse, D., Tecchio, P., Ardente, F., Mathieux, F., . . . Duflou, J. (2017). Method to assess ease of disassembly for ecodesign and treatment cost evaluation. *Resour. Conserv. Recycl*.

Vehmas, J., Luukkanen, J., & Kaivo-oja, J. (2003). Material flows and economic growth. *Finland: Turku School of Economics and Business Administration*, 9-11.

Verones, F., Bare, J., Bulle, C., Frischknecht, R., Hauschild, M., Hellweg, S., . . . Fantke, P. (2017). LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production 161*, 957-967. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206

Vivanco, D. F., & van der Voet, E. (2014). The rebound effect through industrial ecology's eyes: a review of LCA-based studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 19*(12), 1933-1947.

Voet, v., Oers, L. v., Bruyn, S. d., Jong, F. d., & Tukker, A. (2009). Environmental Impact of the use of Natural Resources and Products. *CML reports*.

Waggoner, P. E., & Ausubel, J. H. (2002). A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 99*(12), 7860-7865.

Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., & Brimacombe, L. (2018). Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy. *Sustainability, 10*(3), 666.

Wang, H., Hashimoto, S., Yue, Q., Moriguchi, Y., & Lu, Z. (2013). Decoupling analysis of four selected countries. *Journal of Industrial Ecology, 17*(4), 618-629.

WBCSD, & KPMG. (2019). *Circular Transition Indicators: Proposed Metrics for Business, by Business*. Tiré de https://www.wbcsd.org/Programs/Circular-Economy/Factor-10/Resources/Circular-Transition-Indicators

Webster, K. (2013). What might we say about a circular economy? Some temptations to avoid if possible. *World Futures, 69*(7-8), 542-554.

Weidema, B., & Thrane, M. (2007). Comments on the development of harmonized method for Sustainability Assessment of Technologies (SAT). *Sustainability Assessment of Technologies*.

Welle, F. (2011). Twenty years of PET bottle to bottle recycling—an overview. *Resources, Conservation and Recycling, 55*(11), 865-875.

Wen, Z., & Meng, X. (2015). Quantitative assessment of industrial symbiosis for the promotion of circular economy: a case study of the printed circuit boards industry in China's Suzhou New District. *Journal of Cleaner Production, 90*, 211-219.

Wood, R., & Lenzen, M. (2009). Structural path decomposition. *Energy Economics, 31*(3), 335-341.

Wu, Y., Zhu, Q., & Zhu, B. (2018). Decoupling analysis of world economic growth and CO 2 emissions: A study comparing developed and developing countries. *Journal of Cleaner Production*.

Yamada, H., Daigo, I., Matsuno, Y., Adachi, Y., & Kondo, Y. (2006). Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society. An Allocation Methodology for Open-Loop Recycling. Part 1: Methodology Development (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment, 11*(5), 354-360.

Ying, F., & Wen-Ping, Z. (2015). Circular economy development phase research based on the IPAT equation: The case of Shaanxi. *Ekonomski horizonti, 17*(1), 33.

York, R., Rosa, E. A., & Dietz, T. (2002). Bridging environmental science with environmental policy: Plasticity of population, affluence, and technology. *Social Science Quarterly, 83*(1), 18-34.

York, R., Rosa, E. A., & Dietz, T. (2003). STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological economics, 46*(3), 351-365.

Yu, C., Dijkema, G. P., De Jong, M., & Shi, H. (2015). From an eco-industrial park towards an eco-city: a case study in Suzhou, China. *Journal of Cleaner Production, 102*, 264-274.

Zaman, A. U., & Lehmann, S. (2013). The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'. *Journal of Cleaner Production, 50*, 123-132. doi:10.1016/j.jclepro.2012.11.041

Zhang, C., Chen, W.-Q., & Ruth, M. (2018). Measuring material efficiency: A review of the historical evolution of indicators, methodologies and findings. *RESOURCES CONSERVATION AND RECYCLING, 132*, 79-92.

Zhijun, F., & Nailing, Y. (2007). Putting a circular economy into practice in China. *Sustainability Science, 2*(1), 95-101.

Zhou, Z., Chen, X., & Xiao, X. (2013). On evaluation model of circular economy for iron and steel enterprise based on support vector machines with heuristic algorithm for tuning hyper-parameters. *Applied Mathematics & Information Sciences, 7*(6), 2215.

Zink, T., & Geyer, R. (2017). Circular economy rebound. *Journal of Industrial Ecology, 21*(3), 593-602.

Zink, T., & Geyer, R. (2018). Material Recycling and the Myth of Landfill Diversion. *Journal of Industrial Ecology*.

ANNEXE A ARTICLE 1

1. Adaptation of the MCI: calculating the deviation between the weighting and the original approach.

To estimate the error that the proposed weighting-based MCI calculation approach produces, we compare the results obtained in a basical case where only the fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process (Cr) and the efficiency associated to this process (Ef) vary. For the original MCI calculation method, we set the following parameters:

$$\begin{cases} F_r = F_u = C_u = 0 \\ E_f = L = L_{av} = U = U_{av} = 1 \end{cases}$$

The MCI can then be expressed in function of Cr and Ec:

$$MCI_{original} = \frac{0{,}2 - 0{,}05C_r + 0{,}95C_rE_c}{2 - 0{,}5C_r + 0{,}5C_rE_c}$$

We want to compare the results obtained of the original MCI for different Cr and Ec to those obtained with the weighting approach which results to be:

$$MCI_{weighting} = \frac{n_{recycling}m_{recyling}MCI_{recycling} + n_{no_recycling}m_{no_recyling}MCI_{no_recycling}}{n_{recycling}m_{recyling} + n_{no_recycling}m_{no_recyling}}$$

where n, m and MCI are associated to the quantity of tire going (recycling) and not going to recycling (no_recycling). The weighting factors result as follow:

For the part going to the recycling process:

$$\frac{n_{recycling}m_{recyling}}{n_{recycling}m_{recyling} + n_{no_recycling}m_{no_recyling}} = C_r$$

For the part not going to the recycling process:

$$\frac{n_{no_recycling}m_{no_recyling}}{n_{recycling}m_{recyling} + n_{no_recycling}m_{no_recyling}} = 1 - C_r$$

Then calculation of the MCI with the weighting approach results to be:

$$MCI_{weighting} = C_rMCI_{recycling} + (1 - C_r)MCI_{no_recycling}$$

The fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process (Cr) used in the calculation of both MCIs are:

$$C_r(MCI_{recycling}) = 1$$

$$C_r(MCI_{no_recycling}) = 0$$

By referring to the $MCI_{original}$ formula obtained above, the expression of both MCIs become:

$$MCI_{recycling} = \frac{0{,}15 + 0{,}95E_c}{1{,}5 + 0{,}5E_c}$$

$$MCI_{no_recycling} = 0{,}1$$

The MCI obtained with the weighting approach becomes:

$$MCI_{weighting} = \frac{0{,}15 - 0{,}05E_c + 0{,}9C_rE_c}{1{,}5 + 0{,}5E_c}$$

Table A.1 and figure A.1 below represent the differences obtained with both approaches for different values of Ec and Cr by the following subtraction $|MCI_{weighting} - MCI_{original}|$.

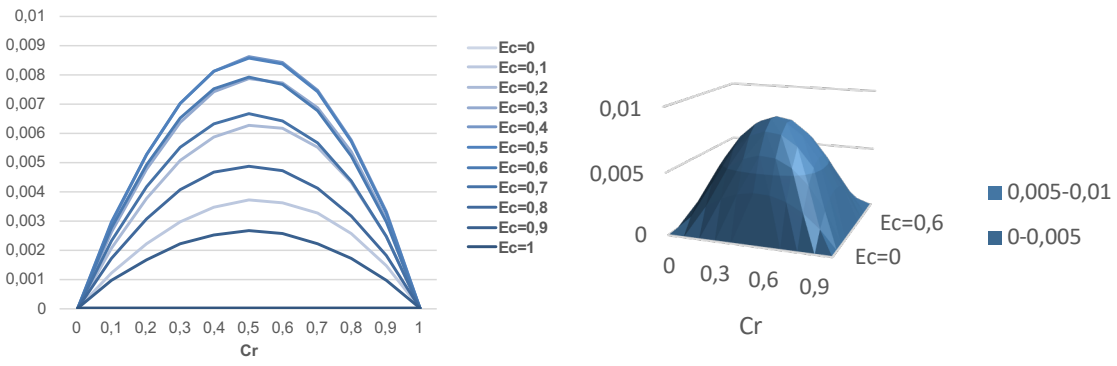

Figure A.1: Graphical representation of results presented in Table A.1 The different MCI results between both approaches stays below 0.009

Table A.1: Differences of results obtained for the calculation of the MCI between the original method and the weighting approach for different values of Cr and Ec. The maximum difference is in red (Cr=0.5 ; Ec=0.4) and the difference obtained in the European case.

		Ec										
		0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1
Cr	0	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	0,1	0%	0,120%	0,207%	0,262%	0,290%	0,293%	0,273%	0,232%	0,171%	0,094%	0%
	0,2	0%	0,219%	0,375%	0,475%	0,524%	0,527%	0,490%	0,415%	0,306%	0,167%	0%
	0,3	0%	0,294%	0,503%	0,635%	0,698%	0,701%	0,649%	0,549%	0,404%	0,220%	0%
	0,4	0%	0,345%	0,587%	0,739%	0,811%	0,812%	0,750%	0,632%	0,464%	0,252%	0%
	0,5	0%	0,368%	0,625%	0,785%	0,859%	0,857%	0,789%	0,663%	0,486%	0,263%	0%
	0,6	0%	0,362%	0,614%	0,768%	0,838%	0,834%	0,766%	0,642%	0,469%	0,253%	0%
	0,7	0%	0,326%	0,549%	0,685%	0,745%	0,740%	0,677%	0,566%	0,412%	0,222%	0%
	0,8	0%	0,255%	0,429%	0,533%	0,578%	0,571%	0,522%	0,435%	0,316%	0,170%	0%
	0,9	0%	0,147%	0,247%	0,306%	0,330%	0,326%	0,297%	0,247%	0,179%	0,096%	0%
	1	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

2. Current EoL management practices

Table A.2: EoL tire management in the Brazilian context. Data provided by Reciclanip.

Recovery type	**Rate**	**Description**
Energy recovery	63.5 %	Cement clink process. 28 % does not need shredding process
Material recovery	36.5 %	Asphalt, building materials, floors an other

Table A.3: EoL tire management in the European context. Data provided by Michelin.

Recovery type	**Rate**	**Description**
Energy recovery	42.3 %	Cement clink process
	3.7 %	Urban heating
Material recovery	8.6 %	Holding pond
	19.7 %	Synthetic turf
	19.7 %	Molded objects
Landfill	6 %	

3. Further details about the Brazilian case study

Table A.4: Reference flows deducted from tire performance according to used tire management scenarios.

Scenario	**Performance**	**Reference flow**
Baseline	Fuel consumption attributed to tires : 12.04 l/100km	83 tires 72 240 l of Biofuel B5
Retreading	Retreading row*: 1.5 Fuel consumption attributed to tires : 12.87 l/100km	33 tires 53 retreaded rubber bands 77 220 l of Biofuel B5
Regrooving	Lifetime extension: between 25 % and 40 % according to the tire location (see table 4). Fuel consumption attributed to tires : 11.39 l/100km	63 tires 68 340 l of Biofuel B5

(*) Number of time a tire is retreaded excluding the first life of the tire.

Table A.5: Average lifetime of new (or retreaded) and regrooved tires according to their location on the haulage truck expressed in thousands of kilometers (Data provided by Michelin).

	Driver			Trailer		
Position	*Steer**	*Drive 1*	*Drive 2*	*Trailer 1*	*Trailer 2*	*Trailer 3*
Lifetime	150	125	125	180	240	180
Lifetime with regrooving	150	175	175	250	300	250
Improvement	0 %	40 %	40 %	39 %	25 %	39 %

(*) No retreaded nor regrooved tire are used in steer position.

Table A.6: Amount of tires required according to the reference flow and their location on the truck. Note that 52.76 tread rubber band for retreading are required.

		Truck			Trailer		
Scenario	Position	*Steer**	*Drive 1*	*Drive 2*	*Trailer 1*	*Trailer 2*	*Trailer 3*
Baseline		8	19.2	19.2	13.33	10	13.33
Regrooving		8	13.71	13.71	9.6	8	9.6
Retreading		8	19.2	6.03	13.33	10	13.33

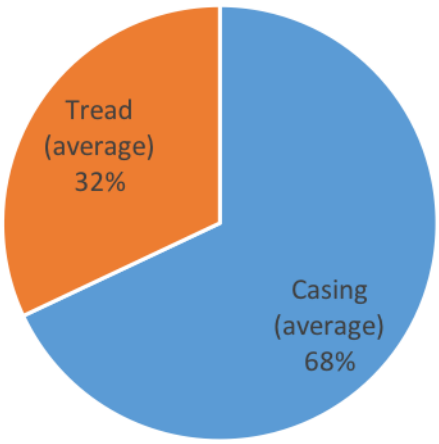

Figure A.2 Tire composition.

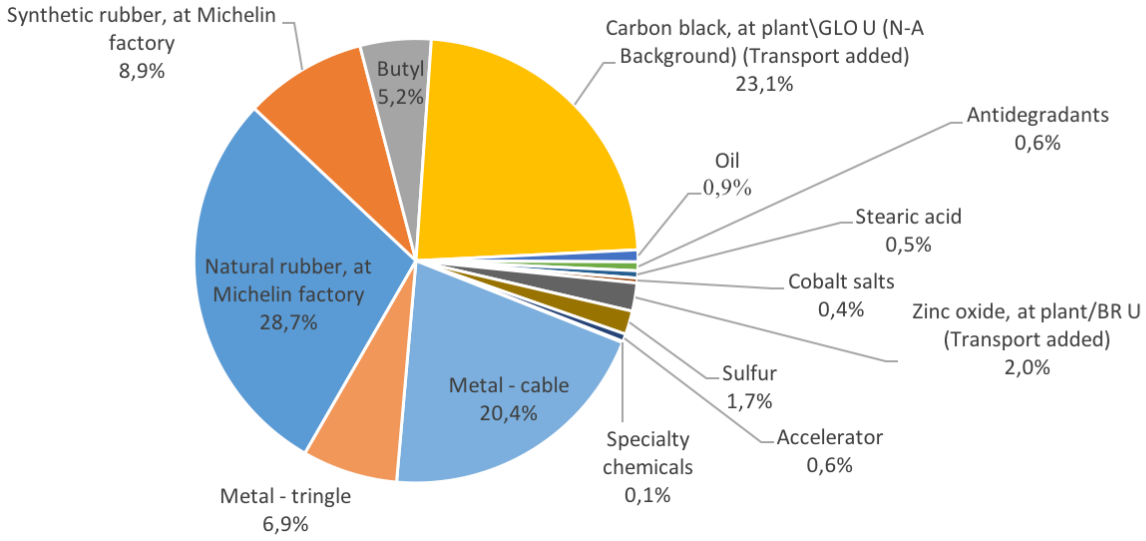

Figure A.3 Tire casing composition.

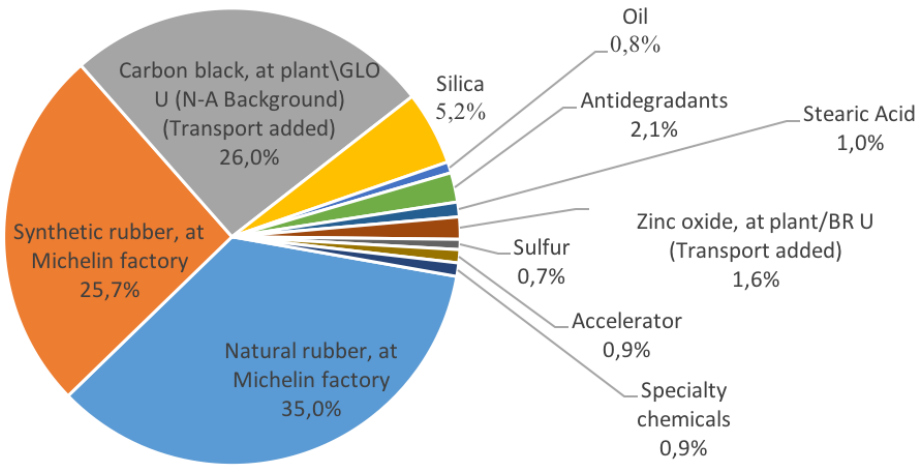

Figure A.4 Tread rubber band composition.

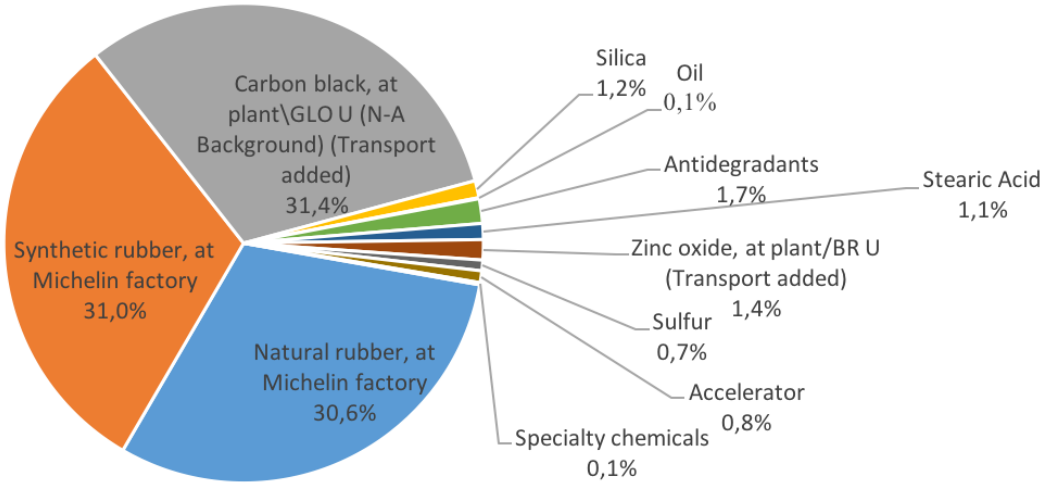

Figure A.5 Tread rubber band composition for retreading.

Table A.7: Brazilian grid mix retrieved from Ecoinvent database.

Source of electric production	**Proportion**
Hydroelectric	83.7 %
Natural gas	5.43 %
Biomass	3.96 %
Fuel	2.67 %
Nuclear	2.33 %
Coal	1.90 %
Wind power	0.01 %

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7.

Life cycle stage	***Process / Sub-process***	***Description and processes included***	***Main data, sources and assumptions***
Raw materials production	*Natural rubber*	*Heat and electricity production, latex transportation and rubber tree cultivation (50 % Brazil, 50 % Indonesia), fertilizers, pesticides, deforestation and all emissions associated.*	*Data retrieved from the Thai production and grid mix adapted according to the origin.*
	Synthetic rubber	*Heat and electricity production, raw materials production (40 % Brazil, 20 % USA, 40 % France), air emissions caused by solvents and waste treatment.*	*Data retrieved from the American production (American Synthetic Rubber Company) and grid mix adapted according to the origin.*
	Butyl	*Heat and electricity production, raw materials production (France), infrastructures, air and water emissions.*	*Ecoinvent (Butyl acetate, at plant/RER).*
	Carbon black	*Heat production, raw materials production (Brazil), infrastructures and air emissions.*	*Ecoinvent (Carbon black, at plant/GLO).*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Raw materials production	*Steel*	*Heat and electricity production, raw materials production (Brazil), infrastructures, air and water emissions and waste treatment.*	*Ecoinvent (Steel, low alloyed, hot rolled, primary, at plant/BR) and grid mix adapted.*
	Silica	*Heat and electricity production and raw materials production.*	*Ecoinvent (Silica sand, at plant/DE).*
	Oil	*Heat and electricity production, raw materials production, infrastructures and air emissions.*	*Ecoinvent (Lubricating oil, at plant/RER).*
	Zinc oxide	*Heat and electricity production, raw materials production, infrastructures and air emissions.*	*Ecoinvent (Zinc oxide, at plant/BR) and grid mix adapted.*
	Steraic acid, cobalt salts and other chemical inorganic special products	*Cobalt salts (33 % Brazil, 33 % Italy, 33 % Belgium), chemical inorganic special products (80 % Brazil, 20 % Europe).*	*Ecoinvent (Chemicals inorganic, at plant/GLO et Chemicals organic, at plant/GLO).* *Proxys.*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Raw materials production	*Antidegradants and vulcanization accelerators*	*Heat and electricity production, raw materials production: Antidegradants (China), vulcanization accelerators (50 % China, 25 % Germany, 25 % Italy), infrastructures, air and water emissions and waste treatment.*	*Ecoinvent (Chemicals organic, at plant/GLO). Proxy.*
	Sulfur	*Heat and electricity production, raw materials production (67 % Brazil, 33 % Italy), infrastructures, air and water emissions and waste treatment.*	*Ecoinvent (Sodium sulphate from sulfuric acid digestion of spodumene/GLO).*
	Transportation	*Every raw material transportation to Michelin plants.*	*Michelin. Adapted according to the origin.*
Tire production	*Supply*	*Cables and steel bars transportation from Resende factory to Campo Grande: 126 km.*	*Michelin.*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Tire production	*On-site production emissions*	Heat and electricity production, infrastructures, air emissions and waste treatment of: rubber mixing production, cables and steel bars production, fibers and tire production.	*Process emissions retrieved from Michelin Canada.* *Combustion emissions retrieved from ecoinvent.*
	Distribution	*Transport to users: 2200 km lorry.*	*Retrieved from a North-American LCA performed by Michelin.*
Use	*Biodiesel B5 consumption attributed to tires*	*See above table 4*	
	Biodiesel B5 combustion	*Air emissions*	*CO2 emissions adapted from ecoinvent: 5% biogenic due to the 5 % biodiesel content.*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Use	*Biodiesel B5 distribution*		*Ecoinvent (soybean methyl ester, production BR, at service station/CH) adapted to the Brazilian context (ocean transportation to Switzerland eliminated)*
	Pure diesel production	*Heat and electricity production, raw materials production, infrastructures, air and water emissions and waste treatment.*	*Ecoinvent (Diesel, at regional storage/CH) adapted to the Brazilian context (grid mix and crude oil from Brazil).*
	Pure biodiesel production	*Biodiesel distribution, heat and electricity production, raw materials production (economic allocation factors: 92 % biodiesel, 8 % glycerine), infrastructures, air emissions, waste treatment and soybean oil transportation.*	*Ecoinvent (soybean methyl ester, at esterification plant/BR)*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Use	*Soybean farming and oil extraction*	*Soybean transportation, fertilizers and pesticides production, air, water and soil emissions, direct and indirect land use change, machinery and fossil fuel production (economic allocation factors: 40.7 % oil, 59.3 % soya meal).*	*Ecoinvent (soybean oil, at oil mill/BR et Soybean, at farm/BR) adapted to more recent data on yields and Direct Land Use Change (DLUC) retrieved from Blonk Consultants (2014).*
	Tire abrasion	*Emissions to the environment.*	*Rubber mass abraded retrieved from Michelin.* *Emission factors retrieved from a North-American LCA performed by Michelin.*
Regrooving	*Regrooving operation*	*Electric production (operation duration: 20 min/tire and iron power 400 W) and waste elimination.*	*Michelin*
	Transportation	*Roundtrip transportation: 25 km total to user (Resende).*	*Quantis US*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd)

Retreading	*Retread rubber band production*	*Raw materials production (see every material above but Butyl, steel and cobalt salts) and transportation to Michelin plants, rubber mixing production: heat and electricity production, air emissions and waste treatment. Retread rubber band production: electricity and natural gas consumption and waste treatment.*	*Michelin (Campo Grande and Resende)*
	Retreading operation	*Electricity and natural gas consumption, waste treatment (energy recovery in cement clink process) and air emissions.*	*Reciclanip (Brazil) and Aliapur (France) Ecoinvent processes for every other wastes.*
	Transportation	*Roundtrip transportation: 25 km total to user (Resende).*	*Quantis US*

Table A.8: Processes included and data selection for the LCA of retreaded and regrooving scenarios. For Brazilian grid mix adaption see table A.7. (Cont'd and end)

End-of-life	*Energy recovery*	*63.5 % of scrap tires (See section 2 above): air emissions, shredding / grinding processes (72 %): electricity production, raw material production, air emissions, waste treatment and recycled steel production.* *Transportation: 450 km directly to cement plant (72%) or 380 to grinder then 230 km to cement plant.*	*Reciclanip (Brazil) and Aliapur (France)* *Ecoinvent processes for combustion emissions*
	Material recovery	*36.5 % of scrap tires (See section 2. above): shredding / grinding processes: electricity production, raw material production, air emissions, waste treatment and recycled steel production.* *Transportation to grinder (180 km).*	*Reciclanip and Pierre Robin et al. (2009)*
	Avoided processes	*Material recovery: production of rubber and steel avoided.* *Energy recovery: coal combustion avoided.*	*(See section 2.1.1. in the paper).*

4. Further details about the European case study

Data about the European case study are unavailable for confidential reasons.

5. MCI results: other tested scenarios

The cryogenic treatment appears to be better in terms of circularity than the mechanical one – although not significantly – because of a better efficiency on material recovery for the EoL recycling process. However, this result is interesting because even if a greater amount of material is recovered for mechanical treatment, the MCI also accounts for subsequent losses. So recovering a greater amount of material coming to the EoL process is not enough to improve the MCI if it is inefficient.

Table A.9: MCI results and set of parameters for other (hypothetical) scenarios. For the 2 recycled content scenarios, we tested the cryogenic treatment which is considered to be 100 % efficient in turns of 68.6 % for the mechanical treatment. The other cases combine retreading and reintroducing recycled content in the context of both case studies (Brazilian and European).

Cases		Parameters													Results	
		i	n	m	Fr	Fu	Ef	L	Lav	U	Uav	Cr	Cu	Ec	MCI	MCI total
Brazilian context		Tread rubber band	1	20,78*	0	0	1	1	1	1	1	0,365	0	0,686	0,216	
		Retreaded rubber band	1,5	13,9	0	0	1	1	1	1	1	0,365	0	0,686	0,216	
	Retreading and 4% recycled content**	Tire casing	1	44,65*	0,04	0	1	1	1	2,5	1	0,365	0	0,686	0,694	0,463
	Retreading and 10% recycled content**	Tire casing	1	44,65*	0,1	0	1	0,93	1	2,5	1	0,365	0	0,686	0,683	0,458
European context	4% recycled content (cryogenic tratment)	whole tire			0,04	0	1	1	1	1	1	0,48	0	1	0,334	
	10% recycled content (cryogenic tratment)	whole tire			0,1	0	1	0,93	1	1	1	0,48	0	1	0,313	
		Tread rubber band	1	20,78*	0	0	1	1	1	1	1	0,48	0	0,686	0,254	
		Retreaded rubber band	1,5	13,9	0	0	1	1	1	1	1	0,48	0	0,686	0,254	
	Retreading and 4% recycled content**	Tire casing	1	44,65*	0,04	0	1	1	1	2,5	1	0,48	0	0,686	0,709	0,489
	Retreading and 10% recycled content**	Tire casing	1	44,65*	0,1	0	1	0,93	1	2,5	1	0,48	0	0,686	0,699	0,484
w/o other recovery routes		Tread rubber band	**1**	**20,78***	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0,100	
	Retreading **	Retreaded rubber band	**1,5**	**13,9**	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0,100	0,381
		Tire casing	**1**	**44,65***	0	0	1	1	1	2,5	1	0	0	1	0,640	
	Regrooving	whole tire			0	0	1	1,305	1	1	1	0	0	1	0,310	
	4% recycled content	whole tire			0,04	0	1	1	1	1	1	0,058	0	0,686	0,136	
	10% recycled content	whole tire			0,1	0	1	0,93	1	1	1	0,146	0	0,686	0,130	

(*) Average values calculated from the set of truck's tires.

(**) Case calculated with the weighting approach: MCI_{total} is the result of the weighted sum of the MCI of each component.

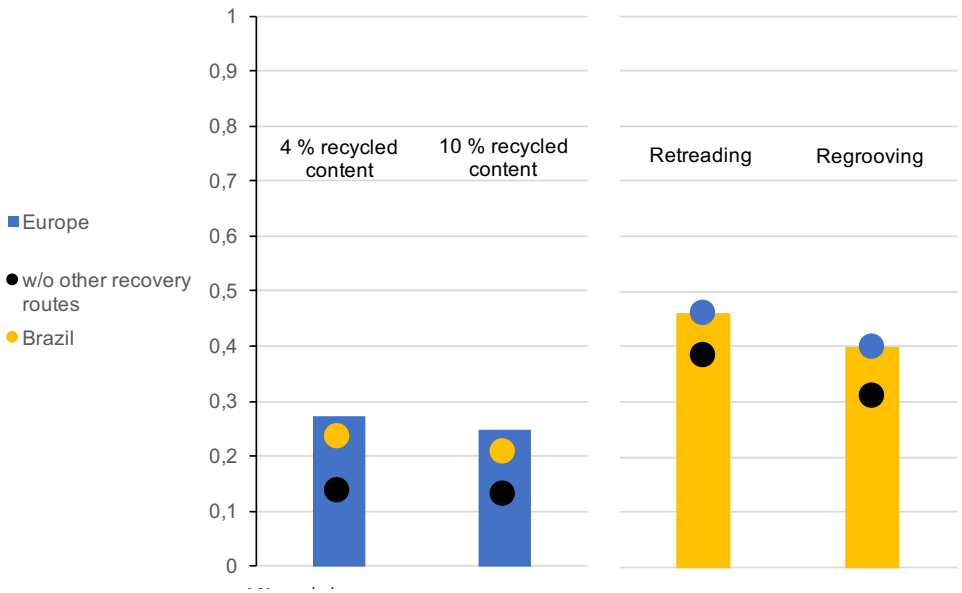

Figure A.8 Sensitivity of the MCI results according to the current recovery routes in each geographical context (results retrieved from table E1). E.g. the blue dots mean that the MCI of the retreading and regrooving scenarios perform slightly better when the portion of non-reusable tires follow the current European recovery routes.

6. LCA results: mid to endpoint score contributions

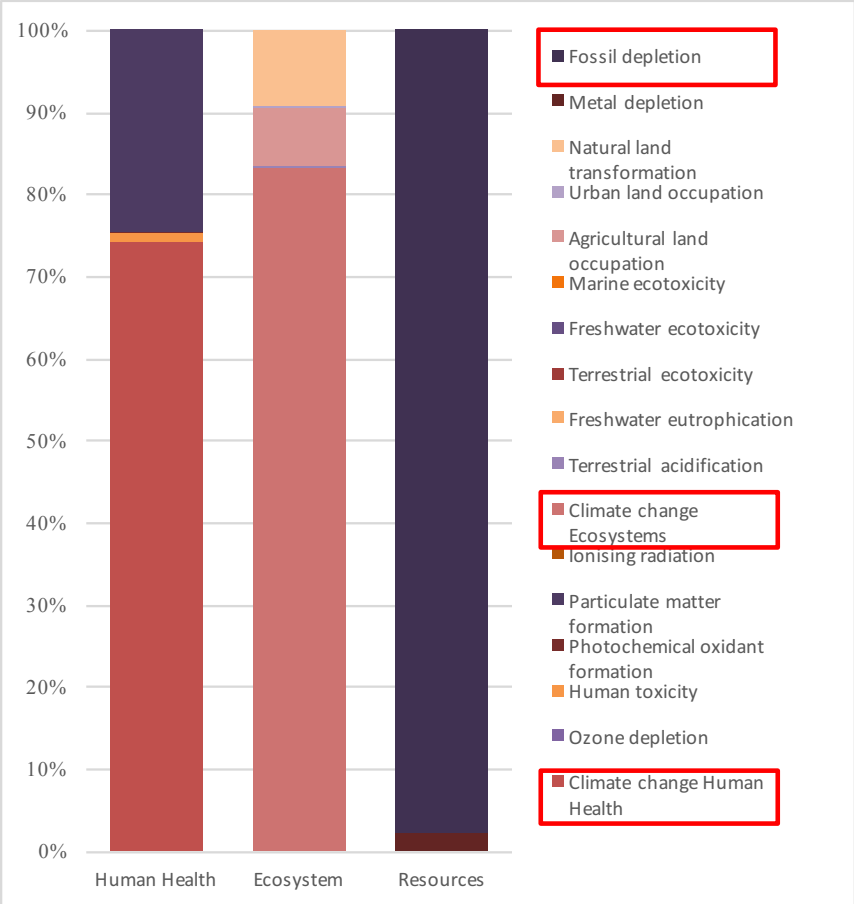

Figure A.9 Contribution mid to endpoint for results of the baseline scenario in the European context.

7. LCA results: Cryogenic treatment

In a cryogenic treatment, 1 ton of tire produces 675 kg of pulverized rubber 265 kg of steel scrap and 60 kg of textile fibers. As steel scrap and textile fibers are recovered, we consider a 100 % efficiency for the cryogenic process.

By comparing the two 10 % recycled content scenario, mechanical treatment appears to have a better environmental performance for most of midpoint impact scores, but for Mineral, fossil and renewable resource depletion. Comparing to the baseline scenario, both cases display decreasing impacts on Ozone Depletion and Land Use. However, impact improvements of both recycling processes does not appear to be significant in comparison

to those they decline. This worth particularly for cryogenic treatment regarding Human Toxicity, Ionizing Radiations, Freshwater Eutrophication and Ecotoxicity, but they are of lower relevance at damage level. We observe a better environmental performance on endpoint impacts with mechanical treatment in comparison to the cryogenic one. This worth also at midpoint level but for Mineral, fossil and renewable resources.

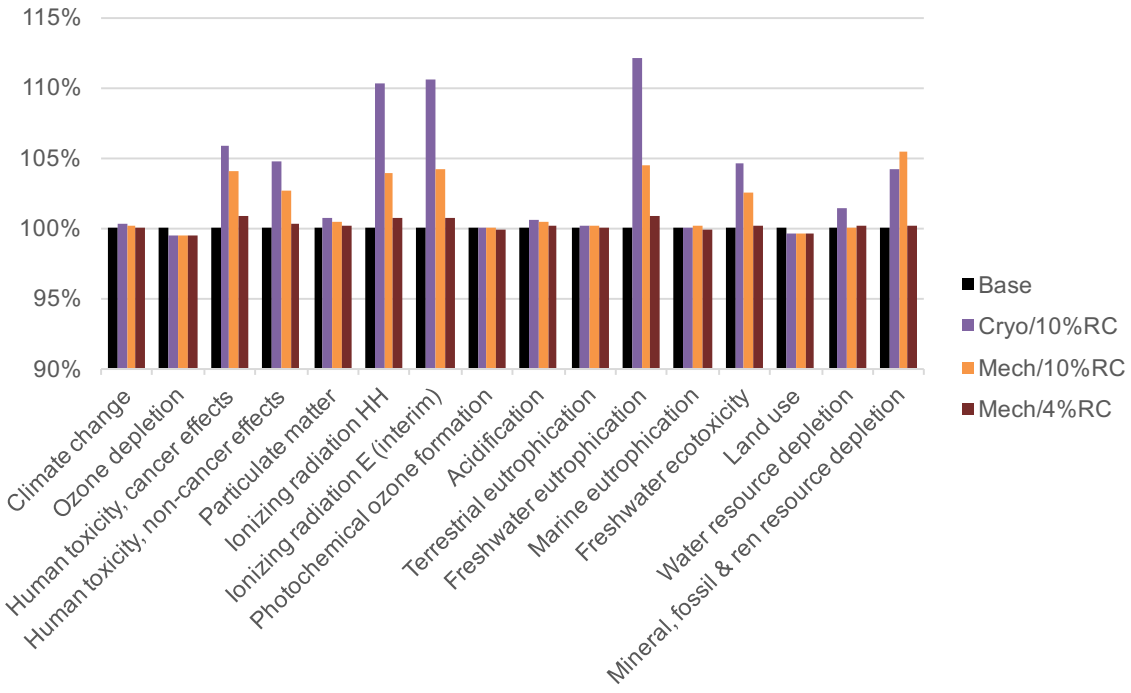

Figure A.10 Midpoint scores of recycled content scenarios, including a 10 %RC with cryogenic treatment.

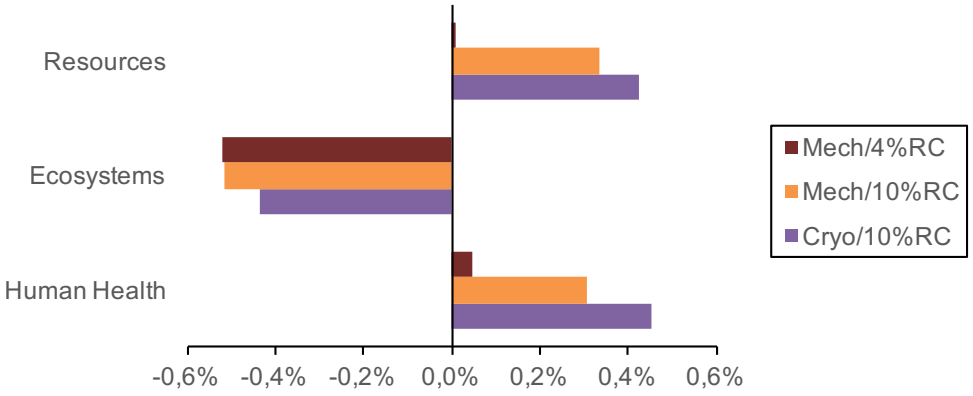

Figure A.11 Relative endpoint scores compared to the baseline scenario including cryogenic treatment.

ANNEXE B ARTICLE 2

1. Modeled processes zoom-in

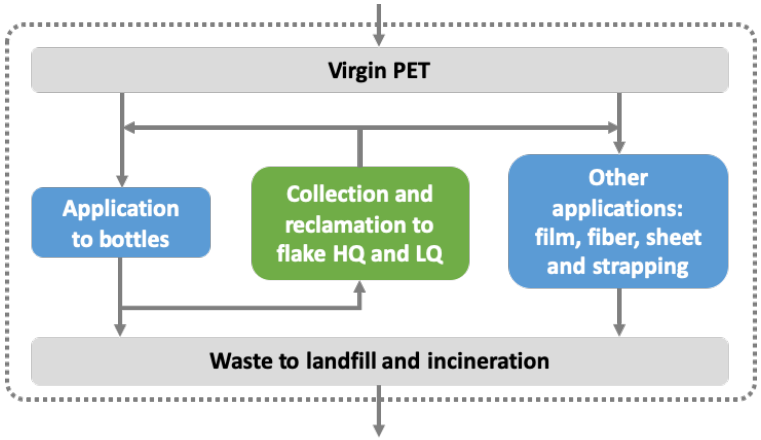

Figure B.1: General representation of the PET market using rPET in the USA.

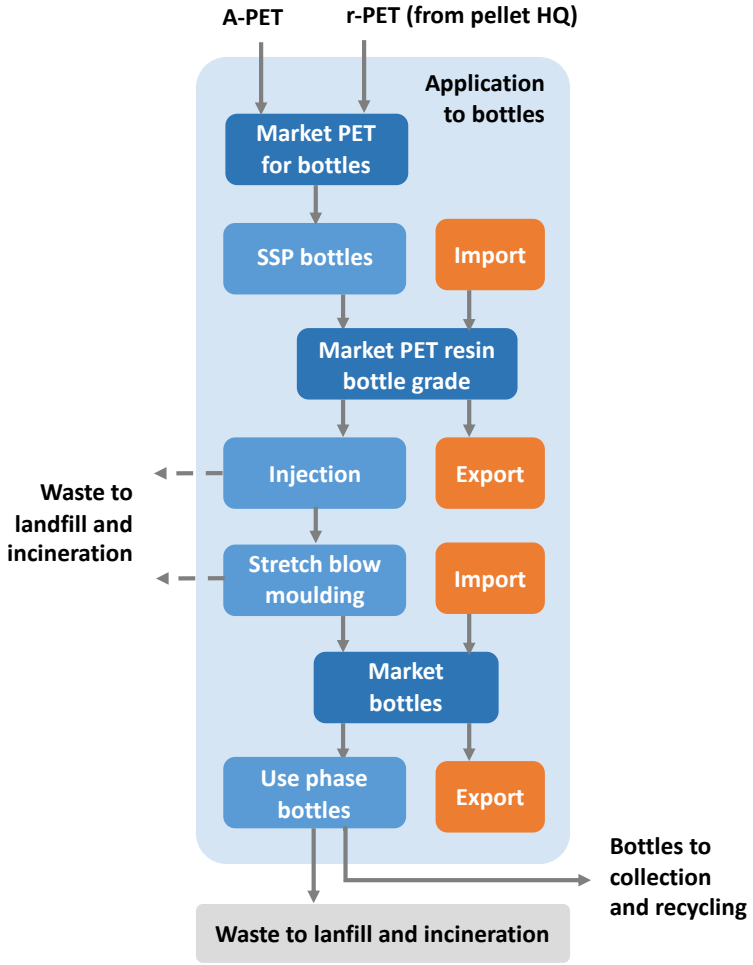

Figure B.2: Processes zoom-in on bottle application.

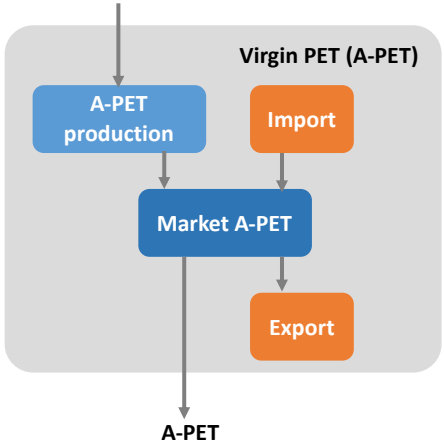

Figure B.3: Processes zoom-in on virgin PET production.

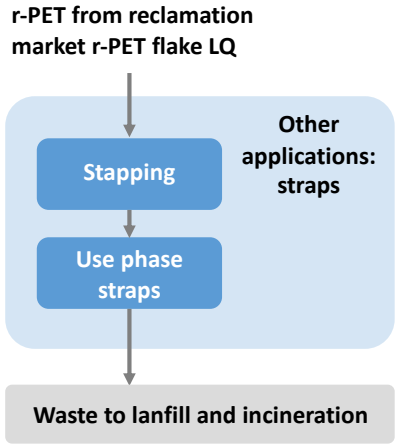

Figure B.5: Processes zoom-in on strapping.

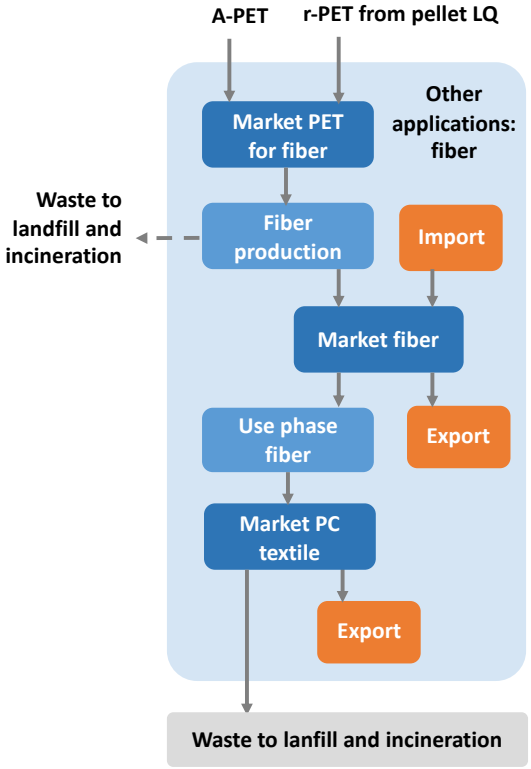

Figure B.4: Processes zoom-in on application to fiber.

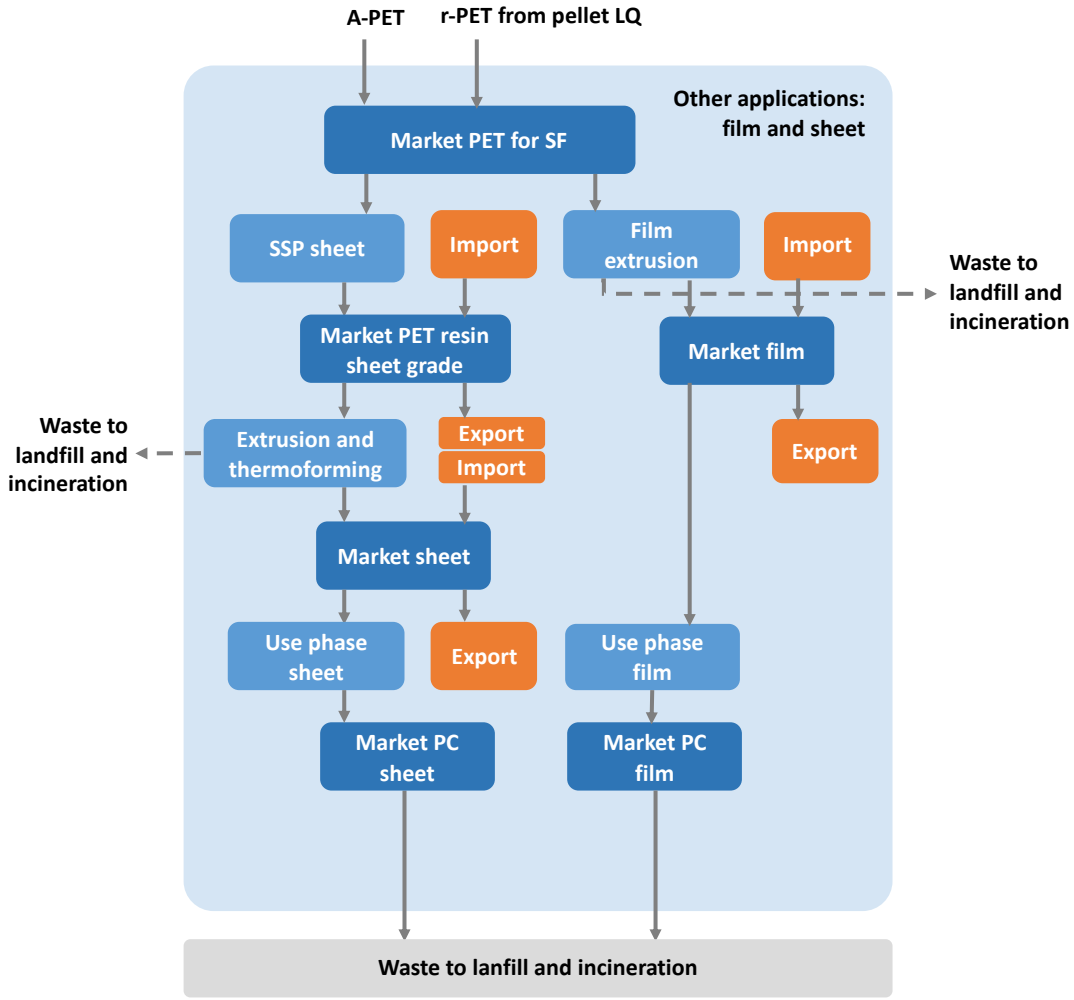

Figure B.6: Processes zoom-in on applications to film and sheet.

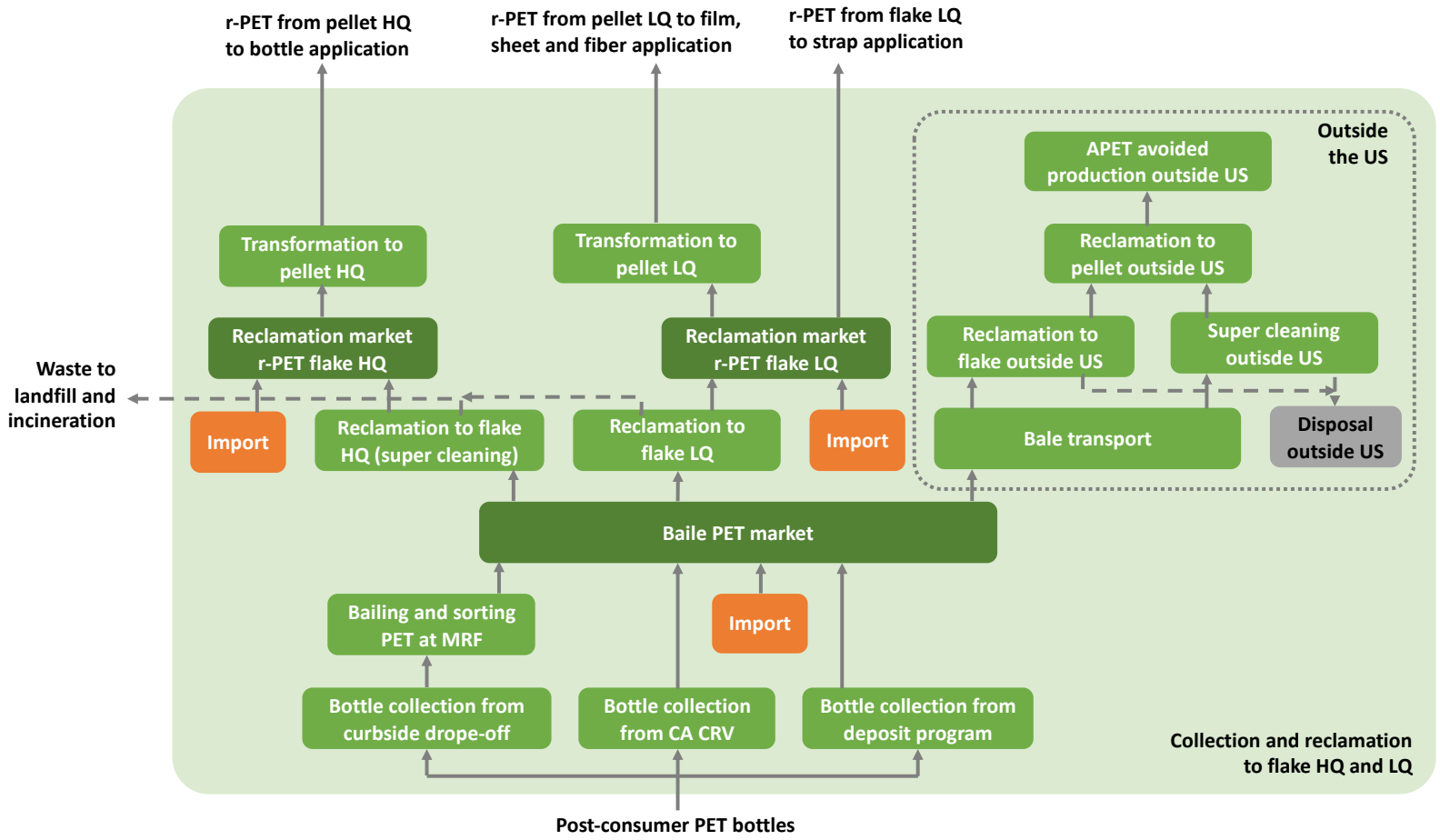

Figure B.7: Processes zoom-in on collection and reclamation to flake High Quality (HQ) and Low Quality (LQ).

2. Assumptions and modelling choices

a. Virgin PET and production of PET products

A transesterification process produces PET polymer with a viscosity not high enough for any application. Melting process up to 280°C increases the viscosity in order to be extruded into PET pellets (Welle, 2011). Melt polymerization creates APET for the four applications: bottle, fiber, film and sheet. Solid State of Polymerization (SSP) consist in heating PET pellets to produce esterification. This step is required to produce bottles and also sheets from PET pellets. To produce bottles, the PET goes through the Injection Stretch Blowing Molding (ISBM) process which gives clarity, thermal stability, chemical resistance, low permeability and toughness to the bottle material. PET bottles are sold to the market after then.

Quantifying produced, imported and exported fiber derives from the adaption of 2007 data as explained in section 7. As we did for other data, knowing the shares of imported, exported and produced fiber in 2007, and knowing the quantity of fiber produced in 2016, we followed the same shares of imported and exported fiber as 2007 to deduce the quantities imported and exported in 2016. Quantifying sheet and film produced and PET waste for each application going to disposal are calculated likewise. The quantity of bottles available on the USA market is found in 2016 report from the National Association for PET Container Resources (NAPCOR, 2017). We estimated, from this data, the quantity of bottles produced in the USA and the quantity of PET resin bottle grade produced upstream. We found the ratio of waste going to landfill or incineration in the US Environmental Proctection Agency (EPA) report of 2014 on materials solid waste management (EPA, 2016).

b. Importations and exportations

Method and data for transports calculation are in section 3.

- We considered 4 big coastal cities far apart and spread across the country to represent all ports of the USA: San Diego, Seattle, New-York and Miami.

- We considered another American city to characterize internal routes and this is Topeka because it has a central location in the country.
- We considered between 1 and 4 coastal cities, depending on the size of the country, to characterize maritime distances for each importing or exporting country.
- We considered only the terrestrial way for Mexico and Canada. The distance for calculation is the average distance to the 5 American cities previously cited.
- We considered the terrestrial distance to be 50% of train and 50% of freight truck.
- We consider for other countries than Mexico and Canada that a part of the route is seaway in tankers and the rest land route with average distance between the USA coastal cities named before and Topeka.

For each importation, we assumed the whole production process to take place in the exporting country, thus exluding secondary importations or exportations. We used the grid mix of each country based on Ecoinvent v3.3 data for the production of each imported product.

The 2016 mass data of "PET in primary forms" import and export come from the UN comtrade database on trade statistics[22]. The term "primary forms" means that the PET product is not a plastic product yet. Furthermore, almost every product considered on the market comes from the amorphous state (Clearpark, 2017), called APET, or the transformation of this APET into a PET resin after Solid State Polymerization (SSP), with the only exception of microwave food trays which comes from crystalline PET, called CPET (Clearpark, 2017). However, the amount of CPET use is fairly insignificant compared to the PET "primary forms"; i.e. APET or PET resin. The resin PET imports are known from the US International Trade Commission (USITC) report of 2016 (US International Trade Commission, 2017). Thus, the APET import comes from the difference between PET in primary forms and the PET resin. To deduce the APET export, we used a

[22] www.comtrade.un.org/

ratio from 2007 data as detailed in section G. Finally, we calculated the resin export from the difference between “PET in primary forms” and APET.

The report from UN comtrade gives access to every country trading the “PET in primary forms” commodity. Thus, we considered the country distribution for APET and PET resin export identical as “PET in primary forms” export. For the PET resin import, the USITC report gives access to data from the 8 major countries exporting PET resin representing 88% of world PET resin importation. We assume that the 12% remaining is divided as the country share of imports of “PET in primary forms”. We chose Taiwan to represent trades with countries under the name “Other Asia”. It is a reasonable assumption since we already accounted for big exporters or importers like China, Korea, Japan, Vietnam or Thailand.

Regarding PET fiber international exchange, specific data are not easily available. Thus, we looked at the distribution of polyester fiber international exchange countries reported by the UN comtrade. This is justified by the fact that polyester fiber is mainly PET fiber[23]. Electric grid mix and distances of PET fiber import and export are adapted to each country.

The amount of imported and exported bottles come from the economic data of import and export of plastic bottle manufactured in the USA available in the IBIS World dataset[24]. We calculated the total mass of import and export with the average price of a plastic bottle[25], the average weight of a plastic bottle found on the web[26] and the share of PET bottles among plastic bottles (Plastics Division of the American Chemistry Council & Association of Plastic Recyclers, 2017). We found the share of import or export by country in the IBIS World dataset.

---

[23] www.gminsights.com/industry-analysis/polyester-fiber-market

[24] www.ibisworld.com/

[25] www.statisticbrain.com/bottled-water-statistics/

[26] www.aspower.com/aspaweb/bids/

The amount of post-consumer exported PET fiber is not available; thus, we assumed the first 10 countries where textile waste (United Nations Statistics) is exported to represent the distances and electricity grid mix of the PET fiber export. We made a similar assumption for the post-consumer PET sheet and film considering the first 10 countries where plastic waste scrap is exported based on UN comtrade database on trade statistics.

About the postconsumer bottle exchange, because of lack of data, we considered bale PET to be exported in the same countries as post-consumer PET sheet and film. About half of the rPET is imported from Canada. In order to establish the importation distance, we assumed the rest to be equally imported from Mexico, Peru, Ecuador, Indonesia and Thailand because these countries are importers according to NAPCOR (2017). For the grid mix, we assume a part is Canadian and RLA, meaning Central and South America.

For the APET, bottles, fiber, film and sheet exports, we considered no transport since we already accounted for the transport for importing equivalent products and therefore counting also the transport of the export would impute environmental transport impacts to the USA twice. We considered these processes of export as avoided production in other countries. The only export exceptions are post-consumer products, i.e. the post-consumer sheet, film and fiber, and the PET baled. We accounted the rPET produced from the PET baled exported as an avoided impact, but we included the transport and the transformation of the bale into rPET product. Without considering export transportation for these proceses would lead to trivial conclusions that would induce to no longer processing waste in the USA.

c. Bottle collection and recycling

Between 1996 and 2007 in the USA, the PET recycled input rate grew from 6.3% to 9.8% (Kuczenski & Geyer, 2010). In 2007, 72% of collected PET bottles were transformed into flakes used for the production of fibers (Shen, Worrell, & Patel, 2010). Recycled PET is also applicable to film production. PET bottle is the only PET product to be recycled. Overall, compared to the production of several beverage packaging products such as

Polyactic Acid (PLA), glass bottles and aluminum cans, the production of PET bottles implies less environmental damages (Prairie Village 2009).

We converted distances of collection and fuel data available in Franklin Associates (2011) in t.km. Data are specific to the USA context, and we suppose bottles collected elsewhere and then imported to be the same as the USA.

Data for sorting, baling, reclamation into flakes and transformation into pellets also come from Franklin Associates (2011). We assume the "citrus extract" data to be "citric acid" in the LCA model, the "defoamer" is simplified as "silicone" (BASF) and surfactant and wetting agent to be both foaming agents. We considered water consumption to be "tap water" as an input and "wastewater" as an output.

The Super Clean Process is very different from one company to another and we found no generic data. We chose data from a company website[27]. We supposed the cleansing product to be "hot caustic soda" as reported on another company website[28] due to lack of data.

We used only electricity data from another company website[29] concerning the strapping process, since this process is not further discussed in the state of the art. We assume the amount of rPET going through the strapping process to be fixed in every scenario, so the uncertainty about this data dos not play in role in the final conclusions.

---

[27] www.amutgroup.com/

[28] www.viscotec.at/visconews-successful-partnerships-and-more/details/high-quality-rpet-products/

[29] www.cosmicmachines.com/?tag=products

3. Importations and exportations, shares, distances and transport calculations

Step 1: distances

Imported and exported materials and products come from and go to different countries in different proportions. We calculated the average maritime distance travelled by each type of material from the distances between major foreign cities (for instance Darwin, Perth and Sydney in Australia) to the USA port cities (San Diego, New York, Miami and Seattle). Ror terrestrial transportation, truck and train, each transport distance is measured relatively to Topeka (KS), located approximately in the center of the USA territory. Table B.1 summarizes the average distances considered in the following steps. Distances were found on the website: https://sea-distances.org.

Table B.1: Average distances to the USA on land and sea in kilometers.

Average distances on land to the USA (km)

Mexico	3728
Canada	3068
USA	2504

Average maritime distance to the USA (km)

United Arab Emirates	17892	Israel	14177	Belgium	11071
Thailand	17388	Egypt	13990	UK + Ireland	10583
India	17270	Korea	13953	Morcco	10327
Pakistan	17206	South Africa	13777	Portugal	10121
Oman	17195	Japan	13118	Brazil	9939

Table B.1 : Average distances to the USA on land and sea in kilometers. (Cont'd and end)

Singapore	16529	Russia	13083	Chile	9197
Australia	16508	Finland	12976	Peru	6604
Vietnam	16484	Italy	12595	Ecuador	5476
Indonesia	16317	Uruguay	12455	Venezuala	5446
Malaysia	15446	Argentina	12277	Honduras	5029
Taiwan	15018	Germany	11563	Dominican Republic	4966
China	15012	Netherlands	11148		
Ukraine	14641	France	11121		

We approximated distances to other countries considering the closest countries in this table. However, we estimate the uncertainty to be low considering the large panel of countries we already reported, allowing us to find close geographical countries for each unknown distance. For instance, the distance for El Salvador, Guatemala, Nicaragua and Costa Rica is considered to be the same as the distance from Honduras to the USA. Colombia and Trinidad and Tobago were approximated with Venezuela; Poland with Germany; Saudi Arabia with United Arab Emirates; Spain with Portugal; and Jamaica with Dominican Republic.

Step 2: country shares of PET product importations and exportations

Table B.2: Country shares of PET product importations and exportations (truncated to 5%).

APET import	
Brazil	27.1%
Korea	22.0%
Mexico	15.4%
Canada	9.8%
Taiwan	8.6%
Other	17.3%

PET film and sheet export	
Canada	20.7%
Mexico	15.9%
UK + Ireland	16.1%
China	12.1%
Germany	7.1%
Singapore	5.0%
Other	23.1%

PET bottle export	
Canada	59.5%
Mexico	11.1%
Belgium	3.8%
Other	25.6%

APET and PET resin export (sheet and bottle grade)	
Netherlands	29.5%
Mexico	22.3%
Canada	19.5%
China	6.2%
Other	22.5%

PET fiber import	
China	35.1%
Rep. of Korea	27.6%
India	8.6%
Taiwan	8.5%
Other	20.2%

RPET import	
Canada	37.9%
Mexico	12.4%
Peru	12.4%
Ecuador	12.4%
Indonesia	12.4%
Thailand	12.4%

Table B.2 : Country shares of PET product importations and exportations (truncated to 5%). (Cont'd and end)

PET resin import (sheet and bottle grade)		**PET fiber export**		**Post-consumer PET fiber export**	
Mexico	36.2%	Mexico	38.6%	Guatemala	21.6%
Taiwan	16.9%	Canada	31.9%	Chile	17.4%
Canada	12.1%	China	4.4%	Canada	12.3%
Brazil	8.6%	Other	25.1%	Honduras	10.8%
Pakistan	5.4%			India	9.4%
Indonesia	5.2%			Dominican Rep.	7.9%
Other	15.7%			Mexico	5.9%
				Other	9.6%
PET film and sheet import		**Bottle import**		**Post-consumer PET film and sheet export**	
Mexico	30.3%	China	32.7%	China	71.0%
Taiwan	14.5%	Canada	31.6%	Canada	10.4%
Brazil	13.8%	Mexico	7.2%	India	7.3%
Canada	11.4%	South Korea	5.6%	Other	11.4%
Rep. of Korea	9.0%	Other	22.9%		
Other	21.0%				

Step 3: transport calculation

Here we explain the transport calculation process with the example of transport on land calculation with PET film and sheet imported. Table B.2 shows that Mexico counts for 30.3% of the total import of this product and Canada counts for 11.4%.

- The average distance for each country is reported from Table B.1.
- The percentage land for Mexico is such that $30.3\%/(30.3\% + 11.4\%) = 88\%$ which is the percentage of distance on land. We proceed to the similar calculation for Canada.
- Then, the average distance on land Canada/Mexico is the sum product of the average distance and percentage land. The total of PET film and sheet imported reported in Table B.3 comes from a different dataset.
- The land total percentage sums up 30.3% and 11.4%.
- Then, we made the assumption that half of the land transport is performed by freight lorry, the other half is made by train.
- Finally, we multiplied the total of PET film and sheet imported by the freight lorry total percentage and the average distance land Canada/Mexico, yielding the freight lorry distance in t.km. The same calculation is made for the train distance.

Table B.3: Example of transport on land calculation with PET film and sheet imported.

Mexico	Average distance on land	3728
	Percentage land	88%
Canada	Average distance on land	3068
	Percentage land	12%
Average distance on land Canada/Mexico in km		3647
Total PET films and sheet imported in tons		9.47E+05

Table B.3: Example of transport on land calculation with PET film and sheet imported. (Cont'd and end)

Land total percentage	42%
Freight lorry total percentage	21%
Train total percentage	21%
Freight lorry distance in t.km	7.19E+08
Train distance in t.km	7.19E+08

To these quantities, we add up the average USA distance on land following ship transportation. We proceeded to similar calculation process for shipping and we obtain the results reported on Table B.4.

Table B.4: Results for transports calculations.

	Mass flow (kg)	Freight lorry distance in t.km	Train distance in t.km	Boat distance in t.km
APET import	2.71E+08	3.72E+08	3.72E+08	2.57E+09
APET export	5.69E+07	8.21E+07	8.21E+07	3.86E+08
PET resin export (sheet and bottle grade)	3.31E+08	4.78E+08	4.78E+08	2.25E+09
PET resin import (sheet and bottle grade)	6.77E+08	1.02E+09	1.02E+09	4.98E+09

Table B.4: Results for transports calculations. (Cont'd and end)

PET film and sheet import	9.47E+08	1.41E+09	1.41E+09	7.55E+09
PET film and sheet export	2.16E+08	3.04E+08	3.04E+08	1.73E+09
PET fiber import	6.77E+08	1.02E+09	1.02E+09	4.98E+09
PET fiber export	3.00E+08	2.58E+08	2.58E+08	9.48E+08
PET bottle import	2.16E+08	2.70E+08	2.70E+08	1.96E+09
PET bottle export	1.53E+08	1.96E+08	1.96E+08	5.32E+08
RPET import	2.80E+08	3.37E+08	3.37E+08	1.59E+09
Post-consumer PET fiber export	5.60E+08	6.79E+08	6.79E+08	3.63E+09
Post-consumer PET film and sheet export	9.95E+08	1.24E+09	1.24E+09	1.31E+10

4. Data collection and processes selection

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET.

Data	Sources	Notes
Production of PET products		
Production and combustion of natural	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope
Production of Ethylene Glycol and Purified Terephthalic Acid	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Production of Amorphous Polyethylene Terephthalate	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Production of Polyethylene Terephthalate Bottle grade through Solid State Polymerization	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Production of Polyethylene Terephthalate Sheet grade through Solid State Polymerization	Ecoinvent v3.3	Production of Polyethylene Terephthalate Bottle grade through Solid State Polymerization adapted with PET sheet quantity
Production of other chemicals	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET. (Cont'd)

Fleece production	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Injection moulding	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Stretch blow moulding	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Extrusion of plastic film	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Thermoforming and extrusion of plastic sheet inline	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix
Treatment of waste PET, municipal incineration	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope
Treatment of waste PET, landfill	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET. (Cont'd)

Importations and exportations

APET import	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
APET export	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries
Resin import	Ecoinvent v3.3, US International Trade Commission (2017)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
Resin export	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries
Film and Sheet import	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
Film and Sheet export	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET. (Cont'd)

Fiber import	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
Fiber export	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries
Bottle import	Ecoinvent v3.3, IBIS World dataset	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
Bottle export	Ecoinvent v3.3, IBIS World dataset	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries
rPET import	Ecoinvent v3.3, NAPCOR (2017); UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from exporter countries
Bale PET exchange	Ecoinvent v3.3, NAPCOR (2017); UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET. (Cont'd)

Postconsumer Fiber export	Ecoinvent v3.3, UN comtrade (United Nations Statistics)	From disaggregated database adapted with electricity grid mix from importer countries
Transport of products on sea via tanker	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope
Transport of products on road via freight truck	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope
Transport of products on road via train	Ecoinvent v3.3	From aggregated database with GLO scope
Recycling		
Transport collection of POSTC PET	US LCI; Ecoinvent v3.3	From USA LCI database
Transport collection via POSTC PET bottles via Deposit Program	Franklin Associates (2011); Ecoinvent v3.3	From USA LCI database
Transport collection via POSTC PET bottles via Curbside and Drop-off	US LCI; Ecoinvent v3.3	From USA LCI database
Sorting and baling of PET bottles	US LCI; Ecoinvent v3.3	From USA LCI database

Table B.5: Data collection and processes selection to perform LCA on US PET. (Cont'd and end)

PET reclamation into flakes	US LCI; Ecoinvent v3.3	From USA LCI database
Transformation from flakes to pellet	US LCI; Ecoinvent v3.3	From USA LCI database. Only electricity data is taken into account.
Super Clean Recycling Process of PET bottles	AMUT company website; Ecoinvent v3.3	This is not generic data but specific data delivered by an Italian company
Strapping of recycled PET	Cosmic Machines company website; Ecoinvent v3.3	Data are missing for this step. Only electricity data is taken into account.
Tap water production, underground water without treatment	Ecoinvent v3.3	From disaggregated database adapted with USA electricity grid mix

5. Complete Sankey diagram from Stan

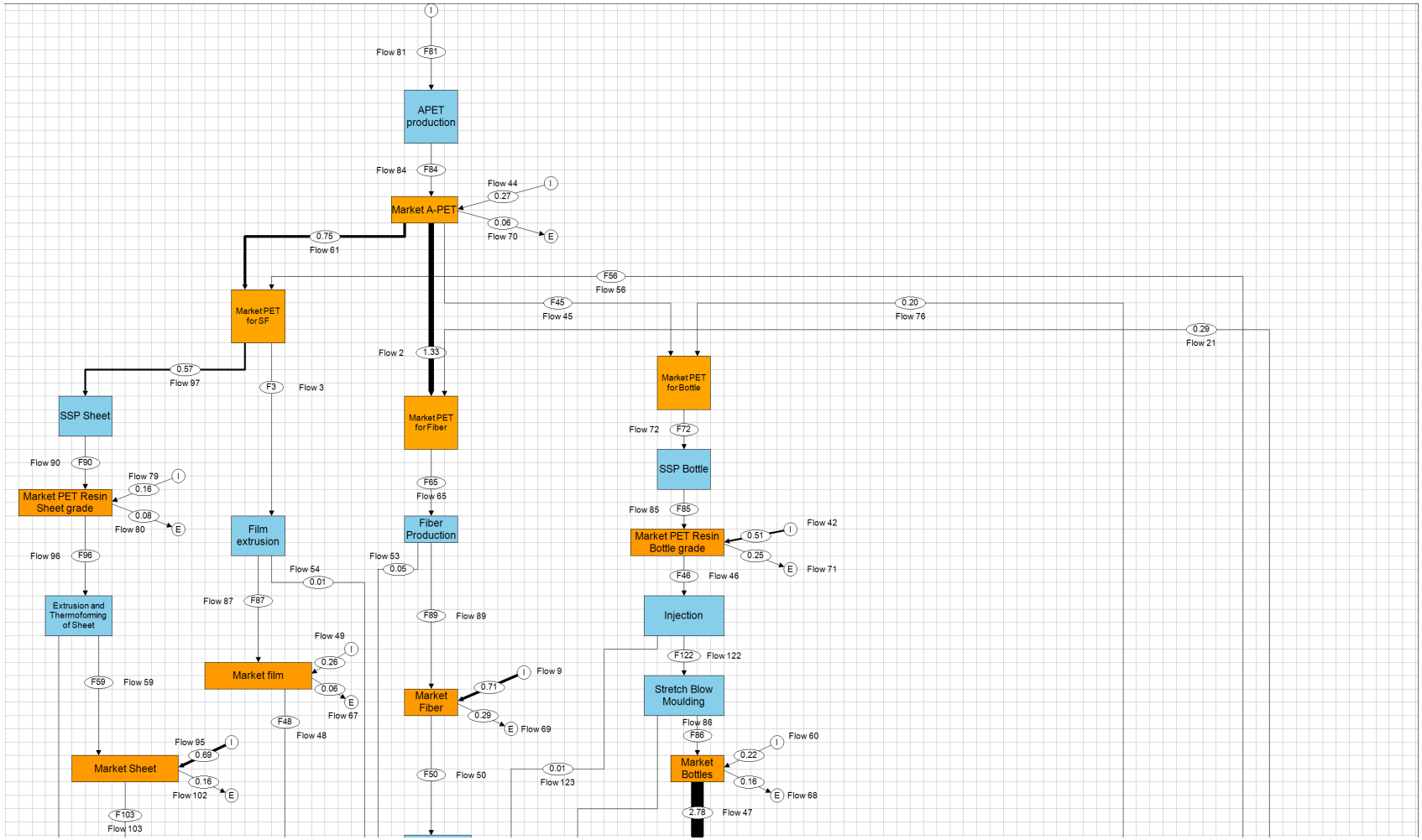

Figure B.8: Complete Sankey diagram on the US PET market in 2016.

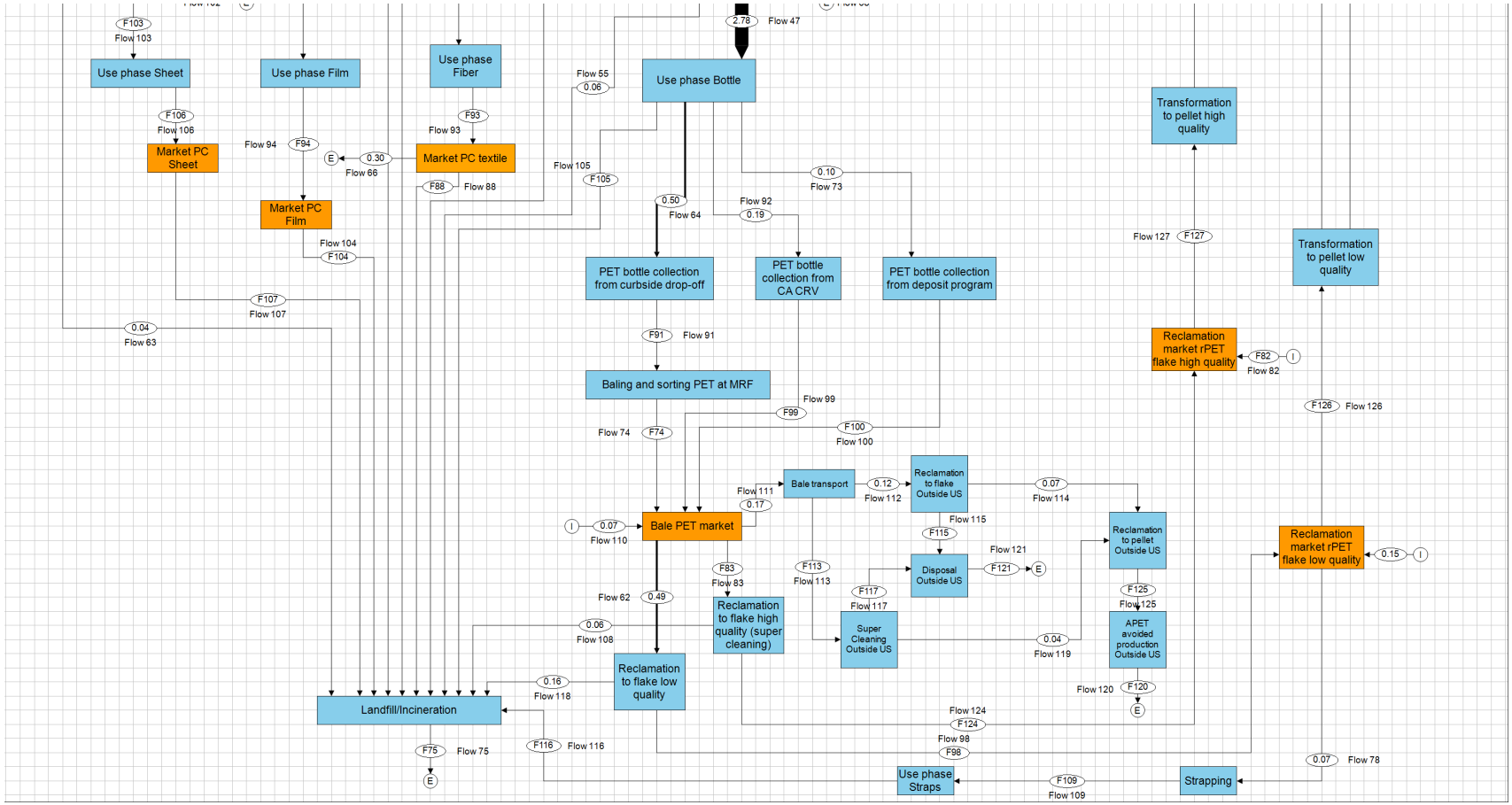

Figure B.8: Complete Sankey diagram on the US PET market in 2016. (Cont'd and end)

6. Material Flow Analysis data and results

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016.

Name	INPUT data mass flow (Gkg/year)	Output data mass flow from STAN (Gkg/year)	From	To	Source
Flow_100		0.0981	PET bottle collection from deposit program	Bale PET market	
Flow_101	0.1483		Import	Reclamation market rPET flake low quality	NAPCOR 2016
Flow_102	0.159		Market Sheet	Export	UN comtrade + Calcul
Flow_103		1.138E+00	Market Sheet	Use phase Sheet	FU, initially calculated in MFA
Flow_104		0.50018	Market PC Film	Landfill/Incineration	
Flow_105	1.9879		Use phase Bottle	Landfill/Incineration	NAPCOR 2016
Flow_106		1.13765	Use phase Sheet	Market PC Sheet	

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_107		1.13765	Market PC Sheet	Landfill/Incineration	
Flow_108	0.0647		Reclamation to flake high quality (super cleaning)	Landfill/Incineration	NAPCOR 2016
Flow_109		0.0696	Strapping	Use phase Straps	FU, initially calculated in MFA
Flow_110	0.0684		Import	Bale PET market	NAPCOR 2016
Flow_111	0.171		Bale PET market	Bale transport	NAPCOR 2016
Flow_112	0.1207		Bale transport	Reclamation to flake Outside the USA	Assumed egual distribition as the USA
Flow_113		0.0503	Bale transport	Super Cleaning Outside the USA	Assumed egual distribition as the USA
Flow_114		0.0743	Reclamation to flake Outside the USA	Reclamation to pellet Outside USA	

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_115		0.0464	Reclamation to flake Outside the USA	Disposal Outside USA	Assumed egual distribition as the USA
Flow_116		0.0696	Use phase Straps	Landfill/Incineration	
Flow_117		0.0103	Super Cleaning Outside the USA	Disposal Outside the USA	Assumed egual distribition as the USA
Flow_118	0.1553		Reclamation to flake low quality	Landfill/Incineration	NAPCOR 2016
Flow_119		0.04	Super Cleaning Outside the USA	Reclamation to pellet Outside the USA	
Flow_120		0.1143	APET avoided production Outside the USA	Exit System	
Flow_121		0.0567	Disposal Outside the USA	Exit System	
Flow_122		2.7846	Injection	Stretch Blow Moulding	
Flow_123	0.013915		Injection	Landfill/Incineration	Ecoinvent process (loss)

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_124		0.13466	Reclamation to flake high quality (super cleaning)	Reclamation market rPET flake high quality	
Flow_125		0.1143	Reclamation to pellet Outside the USA	APET avoided production Outside the USA	
Flow_2	1.33		Market APET	Market PET for Fiber	Ratio calculated from 2007 data
Flow_21	0.289		Reclamation market rPET flake low quality	Market PET for Fiber	NAPCOR 2016
Flow_3	0.30654		Market PET for SF	Film extrusion	Ratio calculated from 2007 data
Flow_42	0.514		Import	Market PET Resin Bottle grade	USITC
Flow_44	0.27		Import	Market APET	UN comtrade and calculation
Flow_45		2.341515	Market APET	Market PET for Bottle	
Flow_46		2.798515	Market PET Resin Bottle grade	Injection	

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_47	2.777		Market Bottles	Use phase Bottle	FU, NAPCOR 2016
Flow_48		0.50018	Market film	Use phase Film	FU, initially calculated in MFA
Flow_49	0.262		Import	Market film	UN comtrade and calculation
Flow_50		1.98216	Market Fiber	Use phase Fiber	
Flow_53	0.05184		Fiber Production	Landfill/Incineration	Ecoinvent process (loss)
Flow_54	0.00736		Film extrusion	Landfill/Incineration	Ecoinvent process (loss)
Flow_55	0.0636		Stretch Blow Moulding	Landfill/Incineration	Ecoinvent process (loss)
Flow_56		0.12154	Reclamation market rPET flake low quality	Market PET for SF	
Flow_59		0.60865	Extrusion and Thermoforming of Sheet	Market Sheet	
Flow_60	0.216		Import	Market Bottles	IBIS World
Flow_61	0.75		Market A-PET	Market PET for SF	Ratio calculated from 2007 data

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_62		0.48714	Bale PET market	Reclamation to flake low quality	
Flow_63	0.03885		Extrusion and Thermoforming of Sheet	Landfill/Incineration	Ecoinvent process (loss)
Flow_64	0.5		Use phase Bottle	PET bottle collection from curbside drop-off	NAPCOR 2016
Flow_65		1.619	Market PET for Fiber	Fiber Production	
Flow_66	0.2973		Market PC textile	Export	EPA
Flow_67	0.061		Market film	Export	UN comtrade and calculation
Flow_68	0.16		Market Bottles	Export	IBIS World
Flow_69	0.29		Market Fiber	Export	Ratio calculated from 2007 data and UN comtrade
Flow_70	0.0569		Market A-PET	Export	Ratio calculated from 2007 data
Flow_71	0.252		Market PET Resin Bottle grade	Export	USITC

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_72		2.536515	Market PET for Bottle	SSP Bottle	
Flow_73	0.0981		Use phase Bottle	PET bottle collection from deposit program	NAPCOR 2016
Flow_74		0.5	Baling and sorting PET at MRF	Bale PET market	
Flow_75		5.775755	Landfill/Incineration	Exit System	
Flow_76		0.195	Transformation flake to pellet high quality	Market PET for Bottle	
Flow_78	0.0696		Reclamation market rPET flake low quality	Strapping	NAPCOR 2016
Flow_79	0.162		Import	Market PET Resin Sheet grade	USITC
Flow_80	0.0795		Market PET Resin Sheet grade	Export	USITC
Flow_81		4.208415	Enter system	APET production	
Flow_82	0.06034		Import	Reclamation market rPET flake high quality	NAPCOR 2016

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd)

Flow_83	0.19936		Bale PET market	Reclamation to flake high quality (super cleaning)	NAPCOR 2016
Flow_84		4.208415	APET production	Market APET	
Flow_85		2.536515	SSP Bottle	Market PET Resin Bottle grade	
Flow_86		2.721	Stretch Blow Moulding	Market Bottles	
Flow_87		0.29918	Film extrusion	Market film	
Flow_88		1.68486	Market PC textile	Landfill/Incineration	
Flow_89		1.56716	Fiber Production	Market Fiber	
Flow_9	0.705		Import	Market Fiber	Ratio calculated from 2007 data
Flow_90		0.565	SSP Sheet	Market PET Resin Sheet grade	
Flow_91		0.5	PET bottle collection from curbside drop-off	Baling and sorting PET at MRF	

Table B.6: Material Flow Analysis data and results on the US PET market in 2016. (Cont'd and end)

Flow_92	0.191		Use phase Bottle	PET bottle collection from CA CRV	NAPCOR 2016
Flow_93		1.98216	Use phase Fiber	Market PC textile	
Flow_94		0.50018	Use phase Film	Market PC Film	
Flow_95	0.688		Import	Market Sheet	UN comtrade and calculation
Flow_96		0.6475	Market PET Resin Sheet grade	Extrusion and Thermoforming of Sheet	
Flow_97		0.565	Market PET for SF	SSP Sheet	
Flow_98		0.33184	Reclamation to flake low quality	Reclamation market rPET flake low quality	
Flow_99		0.191	PET bottle collection from CA CRV	Bale PET market	

7. Data adapted from NAPCOR 2007 data for 2016

Table B.7: Data adapted from NAPCOR 2007 data for 2016.

	2007 values	Share	2016 values	
APET total for USA applications	4.55	100.00%	4.42	
Bottles	2.41	52.97%	2.34	Known value for 2016
Fiber	1.37	30.11%	1.33	
Sheet and film	0.77	16.92%	0.75	
Sheet and films	0.77	100.00%	0.87	Known value for 2016 including recycling quantities
Sheet	0.5	64.94%	0.565	
Films	0.27	35.06%	0.305	
Fiber (incluant valeur recyclée)	1.51		1.567	Known value for 2016
Import	0.68	45.03%	0.706	
Export	0.28	18.54%	0.291	

8. Material Circularity Indicator (MCI) data and calculation method

Here we expose the calculation method for the MCI.

- Linear Flow Index (LFI):

$$V = 1 - F_R - F_U$$

$$W_F = F_R \frac{(1 - E_F)}{E_F}$$

$$W_C = C_R(1 - E_C)$$

$$W = W_0 + \frac{W_C + W_F}{2}$$

$$W_0 = 1 - C_R - C_U$$

$$LFI = \frac{V + W}{2 + \frac{W_F - W_C}{2}}$$

- Utility factor :

$$X = \left(\frac{L}{L_{av}}\right) \times \left(\frac{U}{U_{av}}\right)$$

$$F(X) = \frac{0.9}{X}$$

- Material Cicrcularity indicator (MCI):

$$MCI = \max(0; MCI^*)$$

$$MCI^* = 1 - LFI \times F(X)$$

Table B.8: Terminology of the MCI parameters and their definition.

Fr	Fraction of mass of a product's feedstock from recycled resources
Fu	Fraction of mass of a product's feedstock from reused resources
Ef	Efficiency of the recycling process used to produce recycled feedstock for a product
Cr	Fraction of mass of a product being collected to go to a recycling process
Cu	Fraction of mass of a product going to component reuse
Ec	Efficiency of the recycling process used for the portion of product collected for recycling
L	Actual average lifetime of a product
Lav	Actual average lifetime of an industry-average product of the same type
U	Actual average number of functional units achieved during the use phase of a product
Uav	Actual average number of functional units achieved during the use phase of an industry- average product of the same type

Table B.9: Case strudy MCI data and results.

	Recycled Content	Efficiency	Eol recycling	Efficiency	Lifetime	Av. lifetime	**LFI**	**MCI**
Baseline								
Bottle market	0.08	/	0.28	0.675	1	1	**0.84**	**0.24**
PET market	0.120	/	0.129	0.675	1	1	**0.894**	**0.203**
All to bottle								
Brand	1	/	0.28	0.675	1	1	**0.38**	**0.66**
Bottle market	0.21	/	0.28	0.675	1	1	**0.78**	**0.30**
PET market	0.104	/	0.129	0.675	1	1	**0.894**	**0.196**

9. Results from Life Cycle Impact Assessment with Impact 2002+ (per Mt of each corresponding economic flow)

Table B.10: LCIA results for the US PET in 2016.

	HH (DALY/Mt)	**EQ (PDF*m2*yr/Mt)**	**CC (kgCO2eq/Mt)**	**R (MJ/Mt)**
APET_production	2.73E-06	0.326393	2.537822	74.80167
APET_import	3.40E-06	0.53446	3.08897	83.0734
APET_export	-1.74E-06	-0.17147	-2.22763	-69.1055
Reclamation_to_PET_pellet_low quality	1.06E-06	0.13674	0.579701	10.14754
Reclamation_to_flake_low quality	7.29E-07	0.026693	0.304438	5.231854
Reclamation_to_PET_pellet_high_quality	1.06E-06	0.13674	0.579701	10.14754
Reclamation to flake_high_quality	6.53E-07	0.040552	0.316149	5.319027
Import_r-PET_flake_low_quality	2.28E-06	0.340067	0.927203	15.38891
Import_r-PET_flake_high_quality	2.28E-06	0.340067	0.927203	15.38891
Export_bale_PET_transport	5.74E-07	0.147096	0.303041	4.885182
Reclamation_to_flake_LQ_after_bale_export	1.07E-06	0.138118	0.711119	9.741717
Reclamation_to_flake_HQ_after_bale_export	6.80E-07	0.047451	0.442411	5.099574
EoL_after_bale_export	9.91E-08	0.026766	0.210254	0.830337
Reclamation_to_pellet_after_bale_export	7.43E-07	0.028134	0.441854	4.807523

Table B.10: LCIA results for the US PET in 2016. (Cont'd)

Avoided_production_APET	-2.52E-06	-0.33769	-2.61239	-74.367
PET_bottle_collection_via_CACRV_or_DP	7.43E-07	0.099388	0.328082	5.610486
PET_bottle_collection_sorting_and_baling_via_CD	1.68E-07	0.051114	0.125174	1.832812
Import_bale_PET	9.50E-07	0.205825	0.43011	6.863541
Import_bottle	5.99E-06	0.789236	5.50395	114.8339
Export_bottle	-4.14E-06	-0.47411	-3.98903	-100.429
SBM	4.07E-06	0.186816	1.70398	29.27599
Injection	1.54E-06	0.061064	0.645503	11.04403
Export_resin_bottle_grade	-2.07E-06	-0.24062	-2.4845	-72.638
Import_resin_bottle_grade	3.64E-06	0.581711	3.146495	83.11049
SSP_bottle_prod_US	4.78E-07	0.069518	0.275674	3.928906
Fiber_production	6.10E-07	0.080498	0.38806	7.711884
Import_fiber	3.99E-06	0.60287	3.560564	93.57204
Export_fiber	-2.67E-06	-0.35539	-2.97854	-85.6315
Export_PC_fibre	-2.85E-06	-0.29362	-2.6139	-76.3099
Film_extrusion	1.14E-06	0.064885	0.540914	9.137188
Import_film	4.14E-06	0.581312	3.367713	87.1386
Export_film	-2.38E-06	-0.24065	-2.76392	-77.148

Table B.10: LCIA results for the US PET in 2016. (Cont'd and end)

SSP_sheet	5.10E-07	0.071057	0.2816	3.9669
Import_resin_sheet_grade	3.64E-06	0.581711	3.146495	83.11049
Export_resin_sheet_grade	-2.07E-06	-0.24062	-2.4845	-72.638
Extrusion_and_thermoforming_sheet	2.36E-06	0.092719	1.015059	16.98222
Import_sheet	5.69E-06	0.685281	4.054139	96.84164
Export_sheet	-3.29E-06	-0.34009	-3.48317	-87.1243
Strapping_process	2.15E-06	0.078802	0.898754	15.44544
Incineration	2.11E-07	0.009246	2.022733	
Landfill	8.18E-10	5.97E-05	0.033342	

10. LCA: complementary results

Figure B.8 summarizes LCA process contributions to impact scores. For each impact categories "APET production" is the most contributing process to total impacts of the USA PET market. Stretch Blow Molding ("SBM"), also related to bottle production, is the second most contributing process. Both processes contribute between 46.8% for Ecosystem Quality (EQ) and 64.1% for Resources (R) of total impacts, and more if we add up contributions of the "Injection" process. This can be explained by the significant part of PET volume flowing throughout the bottle production system, as observed with the MFA and on Figure C. 9: bottle is the most impacting PET application. Incineration has significant impact on CC because of the CO_2 released by the PET during combustion. Other significant contributions are mainly due to impacts of transports to import sheet, fiber and bottle grade resin.

Reducing APET production can potentially have a significant influence on environmental impact scores. Since the bottle market accounts for nearly half of the total volume of PET flowing throughout the USA territory, reducing APET production especially for bottle production, may contribute significantly to reduce environmental impacts of the global USA PET market. In the light of these results, enhancing closed loop recycling appears to be a fair option.

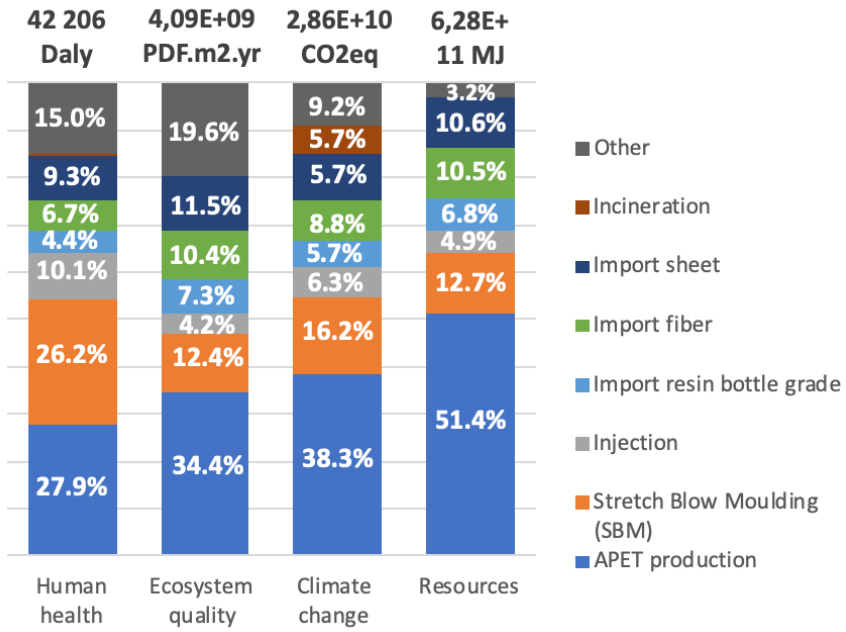

Figure B.9: Processes contributions to LCA results on the USA PET market calculated with Impact 2002+. Processes contributing less than 5% of total impact are regrouped in the category named “Other” for sake of clarity, leading to have between 19.6% for EQ and 3.3% for R of unspecified impact contributions.

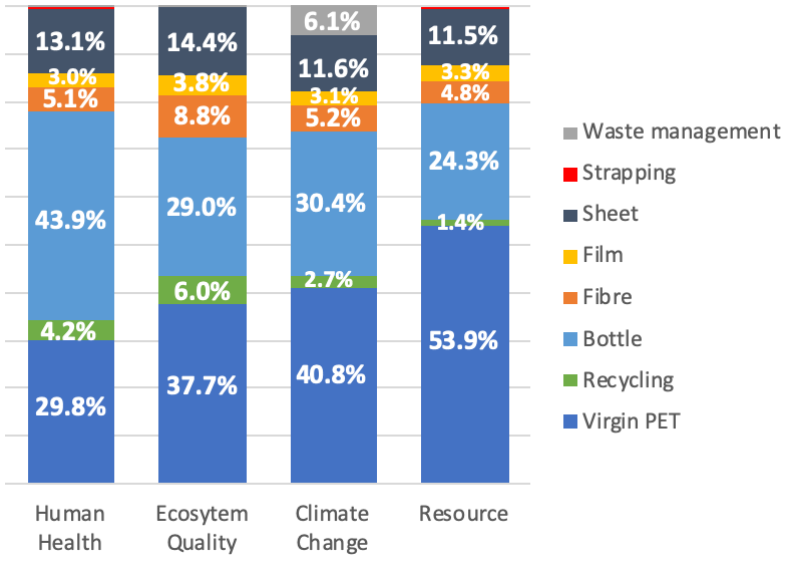

Figure B.10: Process contributions regrouped into macro-processes.

11. LCIA results on Baseline and Maximizing recycled content to bottle production ("Max RC to bottle") scenario on Human Health (HH), Ecosystem Quality (EQ) and Resources (R) from Impact 2002+

Results show no improvements on HH and EQ and clear improvements on R from maximizing recycled content to bottle production in the brand scope. This can be explained by the contribution analysis in section J. The production vPET has a lower contribution to impacts on HH and EQ, and recycling processes contribute more.

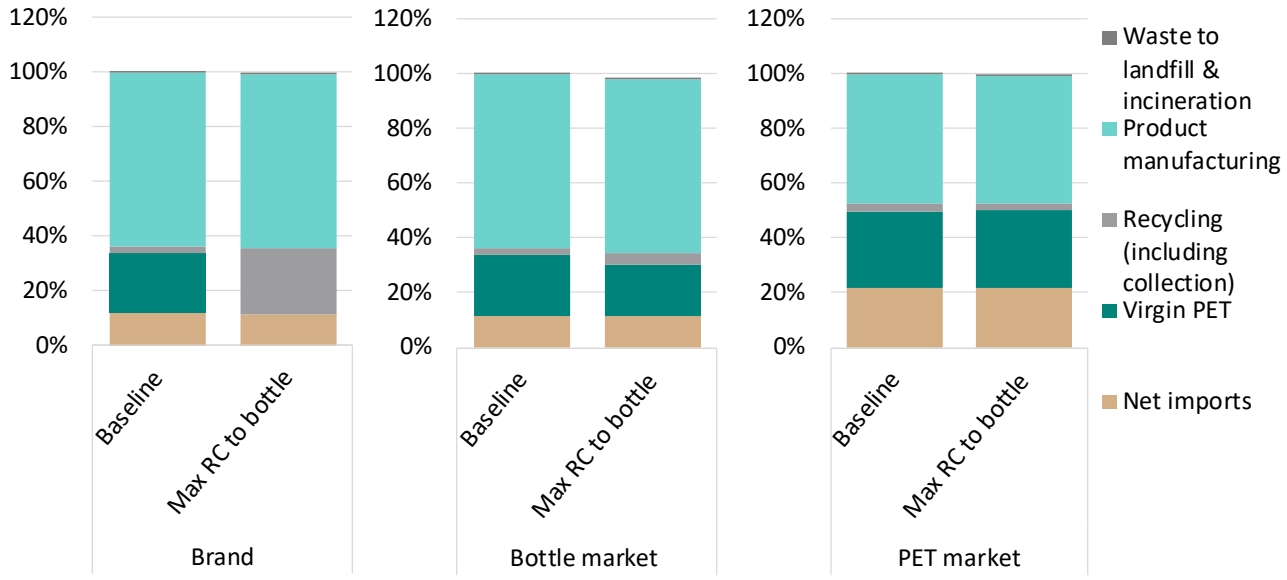

Figure B.11: Relative impact scores on Human Health.

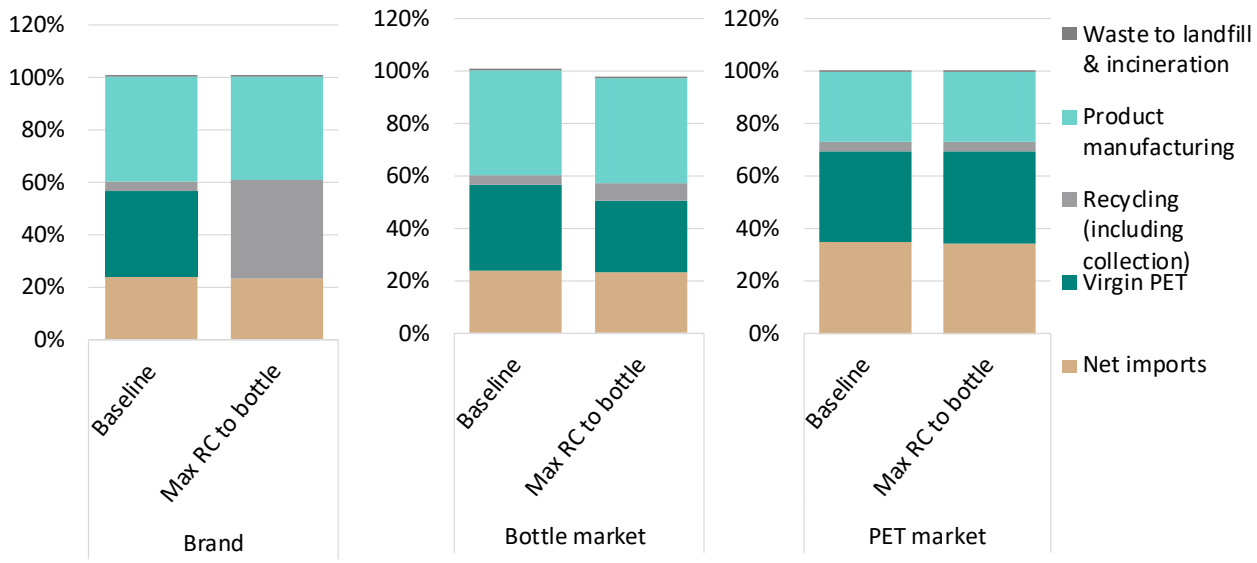

Figure B.12: Relative impact scores on Ecosystem Quality.

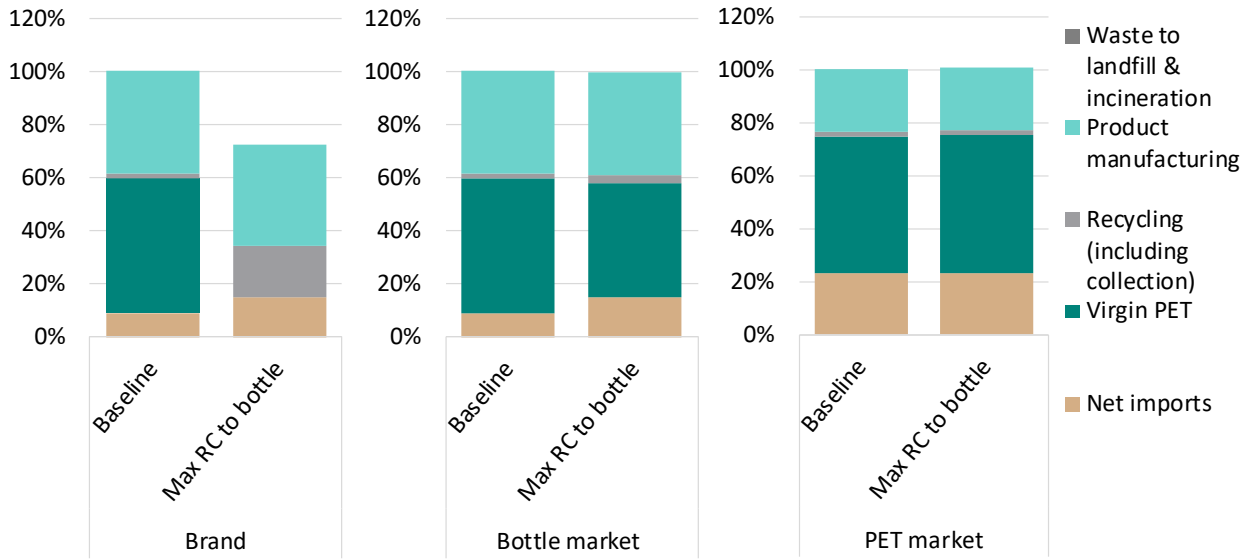

Figure B.13: Relative impact scores on Resources.

ANNEXE C ARTICLE 3

1. Glossary

Indices	**Description**
i	Contributive part of an impact generation, such that $\forall i \in [\![1; n]\!]$ and $I = \sum_{i=1}^{n} I_i$
j	Multiplicative factor composing the technological factor, such that $\forall j \in [\![1; m]\!]$ and $T = \prod_{j=1}^{m} T_j$
k	One particular contributive part, such that $k \in [\![1; n]\!]$
l	One particular multiplicative factor, such that $l \in [\![1; m]\!]$
m	Number of contributive parts
n	Number of multiplicative factors
Variables	**Description**
I, I_i	Environmental impact – [CO_2] in the original IPAT identity
P	Population – [capita] in the original IPAT identity
A	Affluence – [GDP/capita] in the original IPAT identity
T, T_i, T_j, T_{ij}	Technology – [CO_2/GDP] in the original IPAT identity
G, G_i	Scaling factor, such that $G = P \times A$ – [GDP] in the original IPAT identity
e, e_i	Environmental impact reduction rate, such that $I^1 = I^0(1 - e)$
g, g_i	Scaling factor improvement rate, such that $G^1 = G^0(1 + g)$

t, t_i, t_j, t_{ij}	Environmental efficiency improvement rate, such that $T^1 = T^0(1-t)$
$t^*, t_i^*, t_j^*, t_{ij}^*$	Critical value of the environmental efficiency improvement rate as the threshold value of t that insures decoupling, such that $I^1 = I^0$
$(\Delta I)_{I_i}$	Change on the final impact resulting from a change in the impact of the i[th] contributive part, I_i such that $\Delta I = \sum_{i=1}^{n}(\Delta I)_{I_i}$
$(\Delta I)_{G_i}$	Change on the final impact resulting from a change in the scaling factor of the i[th] contributive part, G_i such that $\forall i \in [\![1;n]\!]$, $(\Delta I)_{I_i} = (\Delta I)_{G_i} + \sum_{j=1}^{m}(\Delta I)_{T_{ij}}$
$(\Delta I)_{T_{ij}}$	Change on the final impact resulting from a change in the technological factor of the i[th] contributive part and the j[th] multiplicative factor, T_{ij} such that $\forall i \in [\![1;n]\!]$, $(\Delta I)_{I_i} = (\Delta I)_{G_i} + \sum_{j=1}^{m}(\Delta I)_{T_{ij}}$
x_{ij}	Contribution of the multiplicative factor T_{ij} on the final impact, such that $x_{ij} = (\Delta I)_{T_{ij}}/\Delta I$
y_i	Contribution of the scaling factor G_i to the change in the final impact, such that $y_i = (\Delta I)_{G_i}/\Delta I$

2. Supplementary Material

2.1. Waste emissions and decoupling index as per Lu et al. (2011):

The critical condition for decoupling is that $I^1 = I^0$ (the value of t verifying this condition is referred as t_k in Lu et al. (2011)).

$$I^0(1+g)(1-t) = I^0$$

$$\Leftrightarrow t^* = 1 - \frac{1}{1+g}$$

$$\Leftrightarrow t^* = \frac{g}{1+g}$$

$$D_r = \frac{t}{t^*}$$

Distinguishing waste emission and waste generation in a ratio (*X*):

$$I_e = GTX$$

$$I_e^0(1+g)\left(1-t_g\right)(1-x) = I_e^0$$

with $t_e = x + t_g - xt_g$

$$I_e^0(1+g)(1-t_e) = I_e^0$$

$$\Leftrightarrow t_e^* = \frac{g}{1+g}$$

$$D_e = \frac{t_e}{t_e^*}$$

2.2. Assessing the change in only one particular multiplicative factor of T and/or one particular contributive part of I

A change in only one parameter can sometimes be held responsible for a significant change in impact generation. Here we assume that the evolution between state 0 and 1 is due to a change in only one multiplicative factor T_l and/or one contributive part I_k (such that $l \in [\![1; m]\!]$ and $k \in$

$[\![1; n]\!]$). This leads to the following expression of the evolution rate of one particular multiplicative factor of T and/or the contributive part of I.

Extracting the critical value of the environmental efficiency improvement rate – between state 0 and 1 – of one particular multiplicative factor of T (T_k such that $k \in \{0; n\}$) from equation (7).

The change in the technological factor in one contributive part I_k does not affect the technological factor of the other contributive parts, such that $t_i(i \neq k) = 0$ and $T_i^1(i \neq k) = T_i^0$. Then we extract t_k (such that $k \in [\![1; n]\!]$) from equation (7) as follows.

$$\sum_{i=1}^{n} I_i^0(1 - e_i) = \sum_{i=1}^{n} I_i^0(1 + g_i)(1 - t_i)$$

$$\Leftrightarrow \sum_{i=1}^{n} I_i^0(1 - e_i) = I_k^0(1 + g_k)(1 - t_k) + \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} I_i^0(1 + g_i)(1 - t_i)$$

$$\Leftrightarrow t_k = 1 - \frac{1}{I_k^0(1 + g_k)}\left[\sum_{i=1}^{n} I_i^0(1 - e_i) - \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} I_i^0(1 + g_i)(1 - t_i)\right]$$

Extracting the critical value of the environmental efficiency improvement rate – between state 0 and 1 – of one particular multiplicative factor of T ($t_l$such that $l \in \{0; m\}$) from equation (8).

We extract t_l (such that $l \in [\![1; m]\!]$) from equation (8) as follows.

$$I^0(1 - e) = I^0(1 + g)\prod_{j=1}^{m}(1 - t_j)$$

$$\Leftrightarrow I^0(1-e) = I^0(1+g)(1-t_l)\prod_{\substack{j=1\\ j\neq l}}^{m}\left(1-t_j\right)$$

$$\Leftrightarrow t_l = 1 - \frac{1-e}{(1+g)\prod_{\substack{j=1\\ j\neq l}}^{m}\left(1-t_j\right)}$$

Extracting the critical value of the evolution rate of one particular multiplicative factor of T and one contributive part of I (t_{kl}such that $k \in \{0; n\}$ and $l \in \{0; m\}$)) from equation (9).

The change in one particular technological factor of one contributive part I_k does not affect the technological factors of the other contributive parts, such that $t_{ij}(i \neq k) = 0$ and $T_{ij}^1(i \neq k) = T_{ij}^0$. Then we extract t_{kl} (such that $k \in [\![1; n]\!]$ and $l \in [\![1; m]\!]$) from equation (9) as follows.

$$\sum_{i=1}^{n} I_i^0(1-e_i) = \sum_{i=1}^{n} I_i^0(1+g_i)\prod_{j=1}^{m}\left(1-t_{ij}\right)$$

$$\Leftrightarrow \sum_{i=1}^{n} I_i^0(1-e_i) = I_k^0(1+g_k)(1-t_{kl})\prod_{\substack{j=1\\ j\neq l}}^{m}\left(1-t_{kj}\right) + \sum_{\substack{i=1\\ i\neq k}}^{n} I_i^0(1+g_i)\prod_{j=1}^{m}\left(1-t_{ij}\right)$$

$$\Leftrightarrow t_{kl} = 1 - \frac{1}{I_k^0(1+g_k)\prod_{\substack{j=1\\ j\neq l}}^{m}\left(1-t_{kj}\right)}\left[\sum_{i=1}^{n} I_i^0(1-e_i) - \sum_{\substack{i=1\\ i\neq k}}^{n} I_i^0(1+g_i)\prod_{j=1}^{m}\left(1-t_{ij}\right)\right]$$

This applies for instance to any adoption of eco-design practice in one particular company, leading to improving one particular product's life cycle environmental impact.

2.3.Overview of the different forms of critical value of T of one particular multiplicative factor of T developed from section 3.1 to 3.4, validating a condition of a change in the final impact ($\mathbf{e \neq 0}$) and a decoupling condition ($\mathbf{e = 0}$).

Table C.1: Overview of the different forms of extracting the environmental efficiency improvement rate with the different ways to handle the IPAT equation as developed from section 3.1 to 3.4, validating an impact reduction condition ($e \neq 0$) and a decoupling condition ($e = 0$).

	$e \neq 0$	$e = 0$
Original (referred as t_k in Lu et al. (2011))	Section 6.1	$t^* = \frac{g}{1+g}$
Disaggregation	Section 6.2	$t_k^* = 1 - \frac{I_k^0 - \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} I_i^0 (g_i - t_i - t_i g_i)}{I_k^0 (1 + g_k)}$
Distribution	Section 6.3	$t_l^* = 1 - \frac{1}{(1+g) \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq l}}^{m} (1 - t_j)}$
Both disaggregated and distributed	Section 6.4	$t_{kl}^* = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} I_i^0 - \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} I_i^0 (1 + g_i) \prod_{j=1}^{m} (1 - t_{ij})}{I_k^0 (1 + g_k) \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq l}}^{m} (1 - t_{kj})}$

2.4.Dynamics of the scaling factor

The addition of all the contributive parts can represent a bigger part for which data are also available to the user. Here we assume that the addition of all contributive parts, e.g. economic sector, are complementary and altogether they represent a bigger part, e.g. the overall economic activity, such that $G = \sum_{i=1}^{n} G_i$. Thus, the relationship between the growth rate for one particular contributive

part g_k and the growth rate of the rest $g_i (i \neq k)$ depends on whether we consider the bigger part to be static ($g = 0$) or dynamic ($g \neq 0$).

$$g_k = \frac{\sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} G_i^0 \, (g - g_i)}{G_k^0}$$

Demonstration

If $G = \sum_{i=1}^{n} G_i$ at any time, then:

$$G^1 = \sum_{i=1}^{n} G_i^1$$

$$\Leftrightarrow G^0(1+g) = \sum_{i=1}^{n} G_i^0(1+g_i)$$

Since $G_0 = \sum_{i=1}^{n} G_i^0$, then:

$$\sum_{i=1}^{n} G_i^0(1+g) = \sum_{i=1}^{n} G_i^0(1+g_i)$$

Extracting g_k:

$$\Leftrightarrow \sum_{i=1}^{n} G_i^0(1+g) = G_k^0(1+g_k) + \sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} G_i^0(1+g_i)$$

$$\Leftrightarrow g_k = \frac{\sum_{\substack{i=1 \\ i \neq k}}^{n} G_i^0(g - g_i)}{G_k^0}$$

ANNEXE D ARBRE DE PROCESSUS CIRCULAIRE

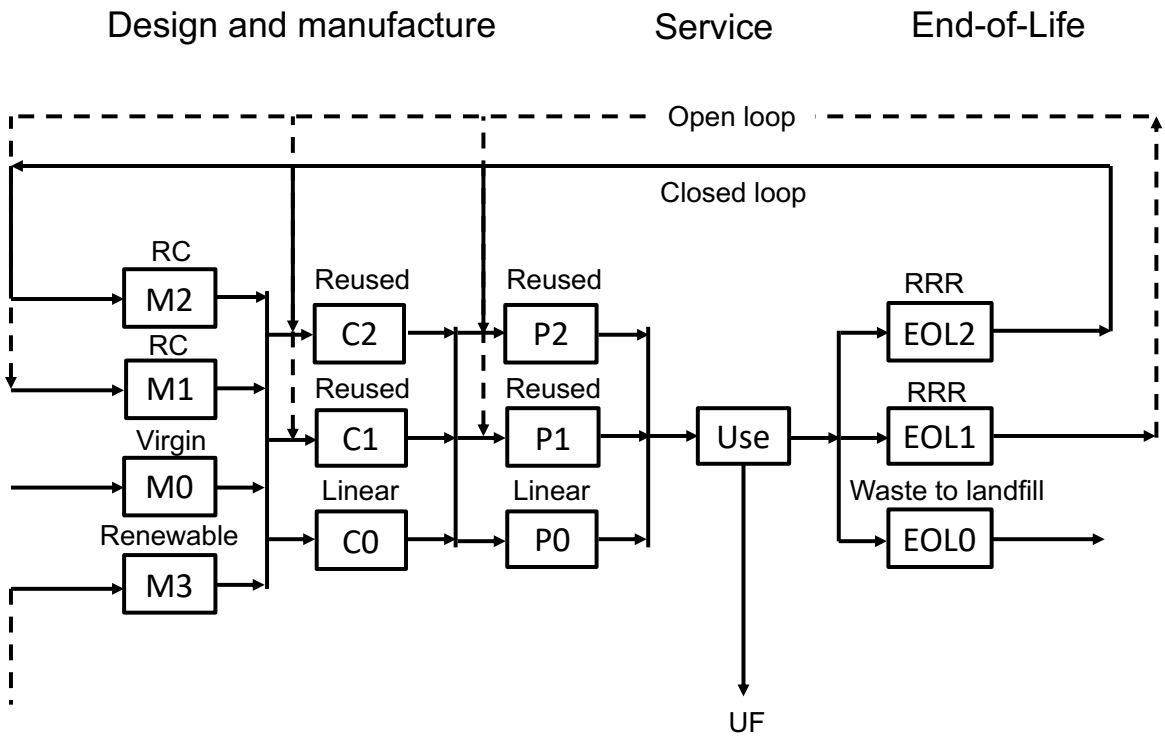

Figure D.1: Arbre de processus circulaire.

Intrants

- Du côté des intrants, les matériaux (et l'énergie) issus l'écosphère proviennent soit de ressources vierges (non renouvelables) (M0) ou renouvelables (M3), ces dernières prennent alors la forme d'une boucle ouverte sur un cycle biologique. Les matériaux peuvent aussi provenir de la technosphère, soit par un circuit en boucle fermée (M2) dans lequel le matériau vient d'un précédent cycle d'utilisation du même système de produit, soit par un circuit en boucle ouverte (M1), intégrant alors un système de produit différent de celui dans lequel il était auparavant impliqué. M1 et M2 représentent tous les deux des matériaux de type « contenu recyclé ». Ces types de voies valent également pour les flux d'énergie. Ainsi, les énergies renouvelables et non renouvelables sont directement extraites de l'écosphère et les boucles fermées et ouvertes représentent la récupération d'énergie provenant de l'intérieur ou de l'extérieur du système de produit (la distinction est moins fréquente dans ce cas-ci). Les flux de niveau matériau en ACV sont des flux élémentaires, représentant

chaque processus entrant dans le système d'avant-plan ou en arrière-plan depuis l'écosphère vers la technosphère et des flux économiques dont les processus liés affectent les propriétés du matériau.

- Le terme « composant » est flexible selon son utilisation. De manière générale, un composant présente un niveau d'utilité supérieur à celui du matériau du fait qu'il est constitué d'un agencement particulier de matériaux pour remplir une fonction précise au sein d'un assemblage de composants. Les composants sont soit totalement ou partiellement linéaires (C0), selon la provenance et la destination des flux de matière qui le constituent, soit réutilisés après un cycle d'utilisation concernant le même (C1) ou un autre (C2) système de produit. Le niveau de composant en ACV inclut tous les flux économiques du système d'avant-plan ou en arrière-plan dont les processus liés n'affectent pas les propriétés des matériaux qui le composent, et excluant les flux de référence qui, eux, concernent l'échelle produit.
- Le produit final, ou l'ensemble de produits, fournit le service ultimement. Les produits sont soit partiellement linéaires (P0), soit réutilisés après un cycle d'utilisation concernant le même (P1) ou un autre (P2) système de produit. Dans le cadre de l'ACV, l'unité fonctionnelle définit le service ultimement fourni. Les produits, tels que nous les définissons ici, incarnent les flux de référence.

Extrants

- Du côté des produits, les processus de gestion en fin de vie dirigent le produit ou l'ensemble de produits, composants et matériaux utilisés directement dans l'écosphère (EOL0), vers une décharge, ou quelque part dans la technosphère, à l'intérieur ou à l'extérieur du système de produit, correspondant respectivement au recyclage en boucle fermée (EOL1) et au recyclage en boucle ouverte (EOL2).
- L'unité fonctionnelle définit une fraction ou une multitude de services utiles à la société. L'unité fonctionnelle est généralement fixée de manière arbitraire dans l'ACV et choisie pour être représentative de l'utilisation habituelle du système de produit.

ANNEXE E PISTES DE RECHERCHES SUPPLÉMENTAIRES

1. Système de Ghosh

Dans le système de Leontief, la demande (consommation) est endogène (Guerra & Sancho, 2010) de sorte que

$$A = Z\hat{x}^{-1}\,,$$

où chaque flux intersectoriel dans Z est divisé par la production totale de son industrie selon la colonne correspondante, c'est-à-dire une fraction de la production de l'acheteur. À l'inverse, la matrice de Ghosh, nommée $\bar{A}$, c'est l'offre (valeur ajoutée) qui est endogène (Guerra & Sancho, 2010) en divisant chaque ligne de Z par la production brute du secteur associé à cette ligne (et non la colonne), c'est-à-dire une fraction de la production du vendeur, telle que

$$\bar{A} = \hat{x}^{-1}Z\,.$$

La somme des lignes représente le total des ventes de produits du secteur i et chaque coefficient représente la part de la production totale i attribuée à chaque secteur j. La matrice de Ghosh est alors constituée de « coefficients d'allocation » au lieu de « coefficients techniques » que l'on retrouve dans la matrice de Leontief. Naturellement, on peut alors écrire que

$$\bar{A} = \hat{x}^{-1}A\hat{x}\,,$$

où chaque $\bar{a}_{ij}$ intègre l'effet direct sur la production de l'industrie i résultant d'une variation de 1% de la production de l'industrie j (Miller & Blair, 2009).

La matrice fondamentale dans le modèle de l'AMC est la *Leontief inverse*, qui peut se développer en série de Taylor de la façon suivante :

$$L = I + A + A^2 + \cdots = (I - A)^{-1},$$

où chaque état transitoire i, j capture les effets directs et indirects. Dans le système de Ghosh, la somme de chaque ligne de l'*Output inverse* $G = (I - \bar{A})^{-1}$ représente l'impact potentiel total sur l'ensemble du réseau (ou de l'économie) du changement unitaire de la disponibilité des entrées primaires dans le produit associé à cette rangée. Chaque g_{ij} représente le nombre moyen i de

production totale contribuant à une demande j, autrement dit la probabilité que l'état i deviennent l'état j après un nombre infini de transitions.

2. Chaine de Markov absorbante

« La Chaine de Markov Absorbante est un type spécifique de chaîne de Markov contenant des états absorbants qui, une fois entrés, ne peuvent plus être quittés. L'AMC est configuré de telle sorte que l'un de ces états absorbants doit éventuellement être entré » (Duchin & Levine, 2010). Chaque paramètre de la chaîne de Markov représente une probabilité de passer directement d'un état à un autre. La somme de chaque ligne est donc égale à 1. Dans sa forme matricielle, une AMC prend typiquement la forme suivante :

$$M = \begin{bmatrix} Q & R \\ 0 & I \end{bmatrix}.$$

Q contient des probabilités (ou proportions) de flux directs, ressources et produits, dans des états transitoires. Il doit contenir dans chaque ligne les portions de la ressource ou du produit correspondant livrées directement en tant qu'input pour chaque ressource ou produit (Duchin & Levine, 2010), telles que :

$$Q = \begin{bmatrix} 0 & \bar{F} \\ 0 & \bar{A} \end{bmatrix}.$$

R contient la proportion de ressources et de produits passant directement d'états transitoires à des états absorbants (consommation ou mise en décharge), telle que :

$$R = \begin{bmatrix} 0 \\ \hat{x}^{-1}\hat{y} \end{bmatrix},$$

où le bloc supérieur ne contient que des zéros, car les ressources entrent directement dans les produits. Semblable à l'inverse de Leontief, dans le système de Ghosh, on peut générer la matrice *Output Inverse*. Appliqué à la matrice Q, on obtient:

$$N = (I - Q)^{-1} = \begin{bmatrix} I & \bar{F}(I - \bar{A})^{-1} \\ 0 & (I - \bar{A})^{-1} \end{bmatrix}.$$

L'inverse de la production, $(I - \bar{A})^{-1}$ représente le pourcentage d'augmentation de la production totale de l'industrie i en raison d'une augmentation exogène initiale de 1% de la production de l'industrie j ou « l'élasticité totale de la production par rapport à la production de l'industrie i en ce qui concerne la production dans l'industrie j » (Miller & Blair, 2009). Chaque ligne de somme de N est la longueur moyenne du chemin de la ressource ou du produit contenu i avant de se retrouver dans l'état absorbant:

$$\sigma_i = \sum_j n_{ij} .$$

La proportion de chaque ressource et produit contenus dans des produits mis en décharge (ou pour répondre à la demande des consommateurs selon le modèle de (Duchin & Levine, 2010)) est donnée avec l'opération suivante :

$$B = NR .$$

3. Tables de transition d'état

A est une matrice de transition d'état où chaque élément a_{ij} représente la probabilité que le produit i passe dans un autre état j, indiquent la part d'élément de matériau allant des états représentés en lignes vers ceux représentés en colonnes (Yamada, Daigo, Matsuno, Adachi, & Kondo, 2006). La préparation de la table de transition d'état est similaire à celle de la matrice Ghosh et le modèle de réseau de produits est similaire à la chaîne de Markov absorbante, à la différence qu'on ne suit qu'une seule ressource vierge (voir la figure 1).

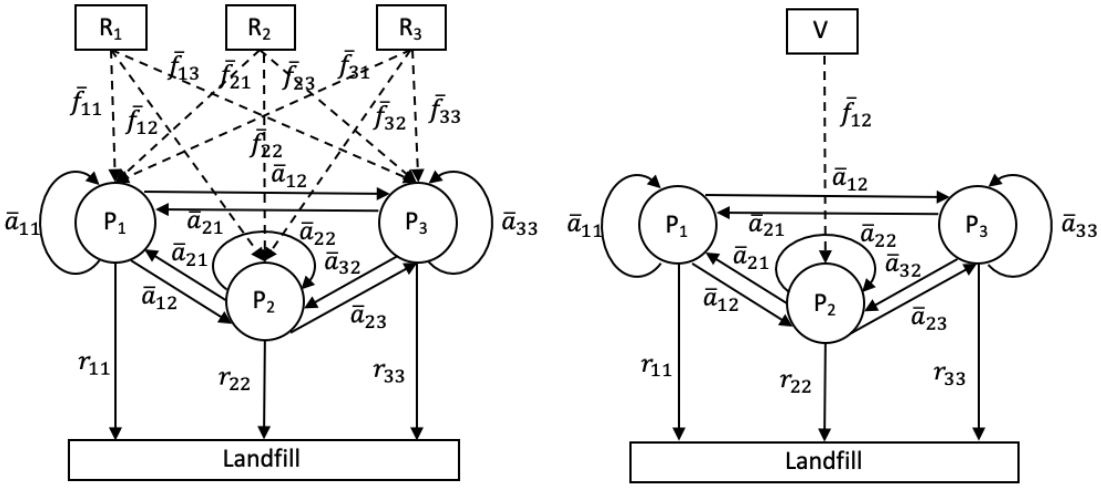

Table E.1: Gauche : réseau de trois ressources et de trois produits dans la chaîne de Markov absorbante (Duchin & Levine, 2010); Droite: réseau d'une ressource et de trois produits dans des tables de transition d'état (Yamada et al., 2006) avec des notations similaires à la AMC.

Les branches ont un poids déterminé par un coefficient de $\bar{F}$ répartissant la ressource vers le premier produit dans lequel il est utilisé, les coefficients de $\bar{A}$ répartissant les produits entre eux et les coefficients de R distribuant les produits aux déchets. La modélisation du réseau correspond à la table de transition d'état représentées par le Tableau E. 1.

Tableau E.1: Table de transition d'état dans une économie à une ressource et trois produits.

Matrice $\bar{A}$	Ressource	Produit 1	Produit 2	Produit 3	Déchet
Ressource	0	0	$\bar{f}_{12}$	0	0
Produit1	0	$\bar{a}_{11}$	$\bar{a}_{12}$	$\bar{a}_{13}$	r_{11}
Produit 2	0	$\bar{a}_{21}$	$\bar{a}_{22}$	$\bar{a}_{23}$	r_{22}
Produit 3	0	$\bar{a}_{31}$	$\bar{a}_{32}$	$\bar{a}_{33}$	r_{33}
Déchet	0	0	0	0	0

4. Tables de transition d'état multiples

Il n'est pas exclu qu'un produit puisse avoir un destin différent en fin de vie lui offrant une utilisation différente de celle qui en était fait lors de son précédent cycle d'utilisation ou de réutilisation. Or, étant donné que les coefficients techniques représentent les probabilités de transition d'état dans l'AMC, ou des proportions de flux de produits et de ressources, la somme de chaque ligne doit être inférieure à 1. Cela implique pour notre modèle que seules les stratégies circulaires « simultanées » peuvent être modélisées dans les tables de transition d'état. Par exemple, il est impossible d'intégrer dans une même table un produit qui est réutilisé avant d'être recyclé ailleurs dans la même matrice, puisque la sommes d'une ligne dépasserait alors 1.

Pour résoudre ce problème, nous proposons de modéliser deux tables d'état de transition distinctes, représentant deux cycles d'utilisation, A_1 et A_2. Il se peut que A_1 intègre du contenu recyclé (s'il est nécessaire pour fabriquer le produit initial), des stratégies de réutilisation, de remise à neuf ou de reconditionnement, ainsi que d'autres voies en boucle ouverte complémentaires à celles des boucles fermées. La table A_2 inclurait alors les deuxièmes options de cycles de fin d'utilisation, c'est-à-dire chaque flux de produit avec des trajectoires de fin de vie différentes des premières et potentiellement offrant davantage de trajectoires en boucle ouverte. Il est important de noter que les tables de transition d'état peuvent être utilisées seulement si différentes transitions d'états sont identifiables au moins une fois au cours du cycle de vie, par exemple ne réutiliser qu'une ou plusieurs fois rendrait l'inversion matricielle impossible.

L'inclusion de différentes tables de transition d'état implique d'adapter la structure de calcul de l'AMC. L'inclusion de deux tables de transition d'états différentes pour calculer la *Leontief inverse* (l'*Output inverse* dans le système de Ghosh) peut être effectuée sous la forme du développement en série. Dans le cas où une seule table se répète indéfiniment, la *Leontief inverse* prend la forme suivante (voir section 1) :

$$L = (I - A)^{-1} = I + A + A^2 + \cdots,$$

Dans tous les autres cas, où plusieurs tables de transition d'état interviennent, plusieurs adaptations sont possibles. On nomme arbitrairement le résultat de ces différentes options $\mathcal{L}$ et $\mathcal{L}'$.

1. Si les tables de transition d'état suivantes ne représentent que des « états transitoires » et que seule la dernière table de transition d'état est la table de transition d'« états permanents », se répétant indéfiniment, alors on obtient que :

$$\mathcal{L}_2 = I + A_1 + A_1A_2 + A_1{A_2}^2 + \cdots = I + A_1\left(I + A_2 + {A_2}^2 \ldots\right)$$

$$= I + A_1(I - A_2)^{-1}\,,$$

$$\mathcal{L}_3 = I + A_1 + A_1A_2 + A_1A_2A_3 + A_1A_2{A_3}^2 + \cdots$$

$$= I + A_1[I + A_2(I - A_3)^{-1}]\,,$$

$$\vdots$$

$$\mathcal{L}_n = I + A_1 + A_1A_2 + A_1A_2A_3 + \cdots + \prod_{i=1}^{n-2} A_i + \left(\prod_{j=1}^{n-1} A_j\right)(I - A_n)^{-1}\,,$$

$$\mathcal{L}_n = I + \sum_{k=1}^{n-2}\left(\prod_{i=1}^{k} A_i\right) + \left(\prod_{j=1}^{n-1} A_j\right)(I - A_n)^{-1}\,.$$

L'expression $(I - A_n)^{-1}$ signifie que la table de transition d'état de la n$^{\text{ième}}$ transition est la transition en régime permanent que le réseau du produit suivra après n cycles d'utilisation ($n - 1$ cycles après la première utilisation). Notez que les indices i et j sont utilisés dans un sens différent de celui des sections précédentes.

2. Si les tables d'état suivantes représentent des « états permanents », c'est-à-dire que chaque table transitoire se répète indéfiniment, alors on obtient que :

$$\mathcal{L}_2' = I + A_1 + {A_1}^2 + \cdots + A_1\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right) + {A_1}^2\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right) + \cdots$$

$$= I + \left(A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)$$

$$= \left(I + A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right) - \left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)$$

$$= (I - A_1)^{-1}(I - A_2)^{-1} - (I - A_2)^{-1}\,,$$

$$\mathcal{L}_3' = I + A_1 + {A_1}^2 + \cdots + A_1\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right) + {A_1}^2\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right) + \cdots$$
$$+ A_1\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)$$
$$+ {A_1}^2\left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right) + \cdots$$
$$= I + \left(A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left[I + \left(A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)\right]$$
$$= I + \left(A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left[\left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right) - \left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)\right]$$
$$= \left(I + A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)$$
$$- \left(I + A_1 + {A_1}^2 + \cdots\right)\left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)$$
$$- \left(I + A_2 + {A_2}^2 + \cdots\right)\left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right) + \left(I + A_3 + {A_3}^2 + \cdots\right)$$
$$= (I - A_1)^{-1}(I - A_2)^{-1}(I - A_3)^{-1} - (I - A_1)^{-1}(I - A_3)^{-1} - (I - A_2)^{-1}(I - A_3)^{-1}$$
$$+ (I - A_3)^{-1},$$
$$\vdots$$

La forme générale de $\mathcal{L}_n'$ reste encore à trouver.

Dans les deux cas, il est alors possible de trouver une forme de la matrice originale telle que :

$$\mathcal{A} = I - {\mathcal{L}_n}^{-1},$$

ou,

$$\mathcal{A}' = I - {\mathcal{L}_n'}^{-1}.$$

5. La Structural Path Decomposition (SPD) de (Wood & Lenzen, 2009)

L'idée de base derrière l'utilisation du *Path Decomposition Analysis* (PDA) est de décomposer le calcul de la *Leontief inverse* grâce au développement en série de Taylor, pour identifier l'ordre de contribution de chaque élément représenté dans l'économie (ressources matérielles, énergétiques et produits) à une demande finale. Or il se trouve que la *Leontief inverse* peut être utilisée au milieu d'une suite de multiplication de matrices et de vecteurs, comme dans le cas du calcul d'émissions de GES par exemple dans les table EEIO (tables Input-Output étendues à l'environnement). De la même façon que la Index Decomposition Analysis (IDA) développée au Chaptire 6, la *Structural Decomposition Analysis* (SDA) permet d'identifier les facteurs déterminants du changement de

variables clés dans le temps, décomposant une variable en une somme de produits de déterminants dans le cadre d'opérations matricielles.

Ainsi, la méthodologie de *Structural Path Decomposition* (SPD) développée par Wood et Lenzen (2009) est l'application de la SDA a une structure de PDA. En l'appliquant à une suite de déterminants reliant d'un côté les émissions de GES, de l'autre la demande de consommation finale, le SPD permet alors d'extraire et de classer les voies de production les plus contributrices à l'impact final. Comme la chronologie détaillée de l'évolution de chaque table n'est bien souvent pas disponible et que nous travaillons sur des intervalles d'évolution discrets, le calcul intégral de chacune de ces évolutions peut alors être approximé par l'emploi de la moyenne logarithmique, appelée aussi *Logarithmic Mean Divisia Index* (LMDI) comme discuté au Chapitre 6. En l'appliquant à la symbiose de produit au moyen des tables de transition d'état, la technique du SPD permettrait d'identifier la contribution de chaque voie de chaque cycle d'utilisation (chaque étape de transition d'état) au résultat final de l'impact qui peut être défini comme un attribut de circularité particulier.

Dans le cas de nos tables de transition d'état, l'application du SPD donnerait la formulation suivante :

$$E = G\mathcal{L}_n T = G\left[I + \sum_{k=1}^{n-2}\left(\prod_{i=1}^{k} A_i\right) + \left(\prod_{j=1}^{n-1} A_j\right)(I - A_n)^{-1}\right]T\,.$$

Note que l'on pourrait formuler la même équation pour $\mathcal{L}'_n$.

Dans le cas où $n = 2$, on a alors :

$$E = G\mathcal{L}_2 T = G\left[I + A_1 + A_1A_2 + A_1{A_2}^2 + \cdots\right]T\,.$$

En appliquant l'approximation sur les intervalles, on obtient :

$$\Delta E = \Delta\mathrm{G} + \Delta\mathcal{L}_2 + \Delta T\,,$$

avec $\Delta\mathrm{G} = dG\mathcal{L}_2 T$, $\Delta\mathcal{L}_2 = Gd\mathcal{L}_2 T$ et $\Delta\mathrm{T} = G\mathcal{L}_2 dT$. Le LMDI permet d'obtenir les dérivées, on a par exemple pour G :

$$dG = \frac{I^1 - I^0}{\log\left(\frac{I^1}{I^0}\right)} \log\left(\frac{G^1}{G^0}\right).$$

La dérivée sous la forme du développement en série de Taylor prendrait alors la forme suivante :

$$dE = d(GT) + d(GA_1T) + d(GA_1A_2T) + d\left(GA_1{A_2}^2T\right) + \cdots,$$

sous la forme développée, on obtient :

$$\begin{aligned} dE &= dGT + GdT \\ &+ dGA_1T + GdA_1T + GA_1dT \\ &+ dGA_1A_2T + GdA_1A_2T + GA_1dA_2T + GA_1A_2dT + \cdots, \end{aligned}$$

où la première ligne décrit la décomposition d'impact E de premier ordre, la seconde et la troisième les décompositions de second et de troisième ordre et ainsi de suite. Sur chacun des ordres de décomposition, on peut alors observer les effets des changements opérés par chacune des variables sur différentes trajectoires de « production ». Par exemple dans le cas du premier terme de la décomposition de second ordre, la décomposition d'une trajectoire particulière s'écrit alors $dG_jA_{1\,jk}T_k$ permettant d'observer l'influence d'une variation dans l'offre du secteur (ou du produit) j conduisant ultimement à l'impact k via son utilisation dans le produit intermédiaire j, k. La forme générale de la variation d'impact totale sur l'intervalle prend alors la forme suivante :

$$\Delta\mathrm{E} = \Delta\mathrm{G} + (\Delta A_1 + \Delta A_1A_2 + A_1\Delta A_2 + \Delta A_1A_2A_2 + A_1\Delta A_2A_2 + A_1A_2\Delta A_2 + \cdots) + \Delta\mathrm{T}\,.$$