

Titre: Analyse du cycle de vie et optimisation du système de gestion de fin de vie des pneus en Europe : comment réduire l'impact environnemental ?
Title:

Auteur: Lisa Duval
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Duval, L. (2023). Analyse du cycle de vie et optimisation du système de gestion de fin de vie des pneus en Europe : comment réduire l'impact environnemental ?
Citation: [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/53419/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/53419/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Manuele Margni, François Saunier, & Guillaume Majeau-Bettez
Advisors:

Programme: Maîtrise recherche en génie industriel
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Analyse du cycle de vie et optimisation du système de gestion de fin de vie des
pneus en Europe : comment réduire l'impact environnemental ?**

LISA DUVAL

Département de mathématiques et de génie industriel

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*
Génie industriel

Avril 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

**Analyse du cycle de vie et optimisation du système de gestion de fin de vie des
pneus en Europe : comment réduire l'impact environnemental ?**

présenté par **Lisa DUVAL**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Robert LEGROS, président

Manuele MARGNI, membre et directeur de recherche

Guillaume MAJEAU-BETTEZ, membre et codirecteur de recherche

François SAUNIER, membre et codirecteur de recherche

Jean-Marc FRAYRET, membre

DÉDICACE

À mon papa qui serait très fier de moi.

REMERCIEMENTS

Dans un premier temps, je remercie sincèrement mon directeur et mes co-directeurs de recherche, Manuele Margni, Guillaume Majeau-Bettez et François Saunier pour leur confiance et leur bienveillance tout au long de ce projet. Leurs précieux conseils m'ont accompagnée depuis mes premiers pas dans le domaine l'analyse du cycle de vie jusqu'à la découverte d'une vocation. Je souhaite également remercier toutes les personnes qui m'ont apporté de l'aide sur le projet, en particulier François Maréchal pour notre collaboration lors de l'écriture de l'article, Jonas Schnidrig pour nos échanges autour de l'optimisation, Maxime Agez et Han de Wachter pour leur disponibilité et leur assistance pour le code et Monique Majeau-Bettez pour ses conseils en matière de rédaction. Ensuite, j'exprime toute ma gratitude à toutes les personnes du CIRAIG avec qui je m'épanouis tous les jours et qui me font avancer dans la définition de mes valeurs en tant qu'individu. Merci pour les discussions, les rires, le partage, l'écoute, le soutien et tant d'autres choses encore. Enfin, merci à mes proches, d'un côté et de l'autre de l'Atlantique, pour leur soutien sans faille à travers des difficultés et qui me poussent toujours à avancer.

RÉSUMÉ

L'essor du transport routier a conduit à l'augmentation de l'utilisation de pneus, et en conséquence, de la quantité de pneus usagés à traiter. Un pneu moderne est le fruit de plus d'un siècle de développement pour améliorer ses performances de sécurité et de confort, ce qui en fait un produit particulièrement complexe et difficile à recycler. Aujourd'hui, la gestion des pneus usagés un défi technologique, économique et environnemental. Alors que l'enfouissement et le stockage sont interdits en Europe, de nombreuses autres voies de traitement des pneus se sont développées pour en valoriser la matière ou l'énergie. Cependant, le cadre législatif actuel ne donne pas d'indication sur la manière de répartir les pneus usagés dans ces voies.

Dans un contexte d'urgence environnementale, ce projet de recherche vise à éclairer la prise de décision concernant la gestion des pneus de véhicule tourisme usagés en Europe pour minimiser leur impact environnemental. À l'aide des approches de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et de l'optimisation, deux études principales sont menées pour quantifier ces impacts : une ACV comparative des principales voies de fin de vie utilisées en Europe pour traiter un kilogramme de pneu usagé et une optimisation sous contrainte de la répartition de l'ensemble des pneus générés en 2022 en Europe dans ces voies de fin de vie.

Les résultats montrent que, quelle que soit l'alternative envisagée, il est toujours préférable de valoriser un pneu plutôt que de l'enfouir. Les voies de valorisation matière ont l'impact environnemental le plus faible, suivi des voies de valorisation énergétiques et des voies de valorisation en génie civil. Le rechapage est à privilégier lorsque les voies de fin de vie du pneu n'amènent pas suffisamment de crédit environnemental. Enfin, les scénarios de répartition optimaux dépendent de l'impact environnemental que le décideur souhaite minimiser et des contraintes du système. La répartition des pneus dans les voies de fin de vie et la relaxation des contraintes sont deux leviers identifiés pour faire baisser les impacts environnementaux du système actuel.

D'un point de vue méthodologique, ce projet de recherche souligne notamment les enjeux de mise à l'échelle des résultats d'une analyse du cycle de vie traditionnelle : considérer l'ensemble des options possibles comme faisant partie d'un système contraint est nécessaire dans le cadre d'une modélisation à grande échelle.

ABSTRACT

The increased use of road transport has resulted in a rise in the number of tires being used and subsequently discarded. Recycling modern tires is a complex and challenging process due to their intricate design and performance requirements. The management of used tires poses a significant environmental, economic, and technological challenge, and while there are various ways to process used tires, there is currently no clear legislative framework to guide their distribution.

This research project aims to minimize the environmental impact of managing used passenger vehicle tires in Europe by conducting two studies using Life Cycle Assessment (LCA) and optimization techniques. The first study compares the environmental impact of twelve available European end-of-life (EOL) technologies in ELT processing, while the second study aims to optimize the ELT management within the twelve pathways to minimize the overall environmental impact of tire use in Europe.

The results of the first study show that all EOL routes except for landfill have environmental benefits, with material recovery pathways being the most promising. The results of the second study suggest two optimal technological mixes for ELT management, which increase to five when considering constraints on ELT quantities that can undergo retreading, pyrolysis, recovery in synthetic turfs, recovery in molded objects, and recovery in production of new tires. The best technology mixes depend on the minimized impact categories and the accessibility of EOL technologies and their individual environmental impacts.

Therefore, two options to minimize the environmental impact of the European end-of-life tire processing system are available: prioritizing channels with the least impact and easing constraints that limit their use. These two options give decision makers the ability to minimize the environmental impact of the end-of-life tire processing system in Europe, based on the impact they want to reduce.

This research project highlights the methodological challenges of scaling up the results of a traditional life cycle analysis. To effectively model at a large scale, it is necessary to consider all possible options as part of a constrained system.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iii
REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vi
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xiv
LISTE DES ANNEXES	xv
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Le pneu, depuis sa création jusqu'à sa fin de vie	1
1.2 Objectifs de recherche	4
1.3 Plan du mémoire	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Choix méthodologiques	6
2.2 Représentativité géographique et temporelle	9
2.3 Mise à l'échelle d'un système	11
CHAPITRE 3 DÉMARCHE GÉNÉRALE DU PROJET DE RECHERCHE	13
3.1 Méthodologie générale	13
3.2 Collecte de données et hypothèses de modélisation	15
3.2.1 Phases en amont de la fin de vie	16
3.2.2 Réutilisation	21
3.2.3 Traitements de fin de vie	22
3.2.4 Processus additionnels nécessaires à la modélisation	29
3.2.5 Processus exclus de l'étude	30

3.2.6	Calcul de contraintes	30
3.3	Optimisation et mise au point de l'outil	33
3.3.1	Analyse du cycle de vie et structure mathématique	33
3.3.2	Optimisation mono-objectif	35
3.3.3	Optimisation multi-objectif	39
3.3.4	Exploitation des résultats	43
CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : OPTIMIZATION OF THE END-OF-LIFE TIRE RE- PARTITION WITHIN THE EUROPEAN TREATMENT SYSTEM TO MINI- MIZE ITS ENVIRONMENTAL IMPACTS		45
4.1	Introduction	46
4.1.1	ELT management in Europe : current practices	47
4.1.2	Life cycle assessment of tire waste management	48
4.2	Methods	50
4.2.1	A1 : Comparison of the European end-of-life tire treatment pathways	50
4.2.2	A2 : Optimization of the European tire waste management system	53
4.3	Results	56
4.3.1	A1 : Comparison of the European end-of-life tire treatment pathways	57
4.3.2	A2 : Optimization of the ELT repartition within the European tire waste treatment system	59
4.4	Discussion	64
4.5	Limitations	65
4.6	Conclusion	66
CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES		69
5.1	A1 : Analyses de sensibilité	69
5.1.1	Modification du bouquet de combustibles remplacés	69
5.1.2	Variation des proportions des produits de pyrolyse (P6)	71
5.1.3	Variation de la nature du matériau remplacé pour la valorisation en objets moulés (P2)	73
5.2	A2 : Les impacts du rechapage en détail	74
5.2.1	La valorisation en objets moulés (P2) avec et sans rechapage	74
5.2.2	La valorisation en cimenterie (P5) avec et sans rechapage	76
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE		78
6.1	Synthèse des résultats	78
6.2	Améliorations futures	79

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	81
RÉFÉRENCES	82
ANNEXES	90

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Caractéristiques principales des deux analyses conduites dans le projet de recherche.	15
Tableau 3.2	Composition moyenne d'un pneu de véhicule tourisme.	18
Tableau 3.3	Hypothèses pour le calcul du contenu carbone du pneu.	26
Tableau 3.4	Quantité de carbone et de CO ₂ émis pour 1kg de pneu.	26
Tableau 4.1	Category, main substitution and emission hypothesis of the EOL processes assessed, expressed in difference between the tire-based process and the traditional one.	51
Tableau 4.2	Constraint values and calculation hypothesis.	56

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Les modèles économiques de gestion des pneus en fin de vie en Europe (ETRMA s. d.).	3
Figure 1.2	Répartition des pneus dans les filières de fin de vie en Europe en 2019. (ETRMA 2019)	4
Figure 3.1	Architecture d'un pneu (Moulin 2018).	18
Figure 3.2	Les différentes couches d'un terrain de football artificiel (Eunomia Research & Consulting Ltd 2021).	23
Figure 3.3	Exemple d'étiquette d'un pneu (ETRMA s. d.).	31
Figure 3.4	Schéma conceptuel de l'organisation des données dans le fichier utilisateur (fichier source).	37
Figure 3.5	Schéma conceptuel du fonctionnement de l'algorithme d'optimisation mono-objectif.	39
Figure 3.6	Schéma conceptuel du fonctionnement de l'algorithme d'optimisation multi-objectif.	44
Figure 4.1	Optimization of the ELT repartition within the European tire waste management system to minimize the environmental impacts of the distance travelled in Europe in 2022 (1.3 E13 km) (A2).	54
Figure 4.2	Repartition of 1 kg of ELT maximizing each one of the twelve main European tire waste management technologies (A1).	57
Figure 4.3	Tire life cycle stages and their contribution to the total net environmental impact scores, given in repartitions of 1 kg of ELT ; each of the twelve main European tire waste management technologies is maximised (A1).	58
Figure 4.4	Simulated and optimal repartitions of ELT within the European tire waste management pathways to minimize the environmental impacts (A2). The masses inside the rings represent the quantity of ELT arriving at the end-of-life treatment stage. Two scenarios are simulated (<i>AllToLandfill</i> and <i>ActualDistrib</i>), two scenarios are obtained by optimization without constraint (<i>MinCC&FNEU</i> and <i>MinEQ&HH</i>), and five scenarios are obtained by optimization under constraints (<i>MinCC-c</i> , <i>MinFNEU-c</i> , <i>MinEQ&HH-c</i> , <i>CompCC-c</i> , <i>CompFNEU-c</i>).	60

Figure 4.5	Net environmental impacts of the simulated and optimal repartitions of ELT within the European tire waste management pathways minimizing the environmental impacts (A2). Grey lines represent the two simulated scenarios (<i>AllToLandfill</i> , <i>ActualDistrib</i>), yellow lines the two scenarios obtained by optimization without constraint (<i>MinCC&FNEU</i> , <i>MinEQ&HH</i>) and blue lines the five scenarios obtained by optimization under constraints (<i>MinCC-c</i> , <i>MinFNEU-c</i> , <i>MinEQ&HH-c</i> , <i>CompCC-c</i> , <i>CompFNEU-c</i>).	61
Figure 4.6	Relative contribution to the total net environmental impact scores of the tire life cycle stages of the simulated and optimal repartition scenarios (A2). Values are given in percentage relatively to the simulated scenario <i>AllToLandfill</i> . One scenario is simulated (<i>ActualDistrib</i>), two scenarios are obtained by optimization without constraint (<i>MinCC&FNEU</i> , <i>MinEQ&HH</i>) and five scenarios are obtained by optimization under constraints (<i>MinCC-c</i> , <i>MinFNEU-c</i> , <i>MinEQ&HH-c</i> , <i>CompCC-c</i> , <i>CompFNEU-c</i>). The red line shows the best impact score obtained for each impact category.	62
Figure 5.1	Analyse de sensibilité de la composition du bouquet de combustible traditionnel substitué par le pneu pour la production de ciment (P5). <i>MaxP5</i> correspond au processus initial, et les noms des scénarios testés indiquent les proportions testées : par exemple, <i>MaxP5_100%charbon</i> correspond à un bouquet composé à 100 % de charbon.	70
Figure 5.2	Analyse de sensibilité de la composition du bouquet de combustible traditionnel substitué par le pneu pour la production de chaleur urbaine (P7). <i>MaxP7</i> correspond au processus initial, et les noms des scénarios testés indiquent les proportions testées : par exemple, <i>MaxP7_100%charbon</i> correspond à un bouquet composé à 100 % de charbon.	71
Figure 5.3	Analyse de sensibilité des proportions des produits de la pyrolyse (P6). <i>MaxP6</i> correspond au processus initial, et les noms des scénarios analysés indiquent les proportions testées : par exemple, <i>MaxP6_10G30C60O</i> correspond à des proportions de 10 % de gaz ("G"), 10 % de solide ("C") et 60 % de liquide ("O").	72

Figure 5.4	Analyse de sensibilité de la nature des matériaux substitués pour la production d’objets moulés (P2). <i>MaxP2</i> correspond au processus initial, et les noms des scénarios analysés indiquent la nature du matériau remplacé : par exemple, <i>MaxP2_HDPE</i> correspond à la substitution de HDPE.	74
Figure 5.5	Impacts relatifs du scénario où les pneus sont rechapés et envoyés en valorisation en objets moulés (Rechapage+MaxP2) par rapport au même scénario sans rechapage (référence).	75
Figure 5.6	Impacts relatifs du scénario où les pneus sont rechapés et envoyés en cimenterie (Rechapage+MaxP5) par rapport au même scénario sans rechapage (référence).	77
Figure A.1	Scénarios MaxP1, MaxP2 et MaxP3.	90
Figure A.2	Scénarios MaxP4, MaxP5 et MaxP6.	91
Figure A.3	Scénarios MaxP7, MaxP8 et MaxP9.	92
Figure A.4	Scénarios MaxP10 et MaxP11.	93
Figure B.1	Arbres complet des processus de l’analyse A2.	94

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du Cycle de Vie
GES	Gaz à Effet de Serre
REP	Responsabilité Élargie des Producteurs
EPDM	terpolymère d'éthylène propylène diène (Ethylene Propylene Diene Monomer)
SBR	caoutchouc styrène butadiène (Styrene Butadiene Rubber)
HDPE	polyéthylène de haute densité (High Density PolyEthylene)
LDPE	polyéthylène à basse densité (Low Density PolyEthylene)
MOO	optimisation multi-objectif (Multi-Objective Optimization)
MEI	Modélisation d'Évaluation Intégrée

LISTE DES ANNEXES

Annexe A	Arbres des processus de l'analyse A1.	90
Annexe B	Arbre des processus de l'analyse A2.	94

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

À l'échelle mondiale, le secteur du transport se positionne comme le 4e secteur de l'économie le plus émetteur de gaz à effet de serre (GES) : il représente 15% des émissions planétaires, dont 70% proviennent du transport routier (Jaramillo et al. 2022). En outre, on estime que la demande de transport de passager et de marchandise augmente, et va augmenter de plus de 160% pour la période 2020-2050 (Spreafico et Russo 2020). Cette demande de plus en plus forte entraîne une augmentation de l'intensité des flux matériels liés au transport : la production et l'utilisation de pneu, notamment, alimentent cet essor.

Bien que d'apparence élémentaire, le pneu est un produit de haute technicité développé pour satisfaire des exigences de sécurité et de confort. Sa complexité en fait un produit particulièrement difficile à recycler. Pourtant, l'enjeu est de taille : les flux de pneus usagés en fin de vie représentent plus de 2% de la quantité mondiale de déchets solides (Karaağaç, Kalkan et Deniz 2017).

1.1 Le pneu, depuis sa création jusqu'à sa fin de vie

Depuis des millénaires, la roue est utilisée pour le transport terrestre de charges lorsqu'elles sont trop lourdes pour être déplacées par un homme ou un cheval. Cependant, ce n'est qu'en 1887 que John Boyd Dunlop, vétérinaire écossais, tente d'améliorer les roues du tricycle de son fils en les recouvrant avec des tubes de caoutchouc : c'est la naissance du premier pneu à chambre à air. Permettant d'améliorer le confort et de protéger la roue, son invention révolutionne le monde du transport routier. En 1891, les frères Michelin mettent au point le premier pneu démontable. Depuis, le pneu s'est perfectionné et les modèles se sont diversifiés : pneus sans chambre à air, pneu à carcasse radiale, pneu hiver, pneu à clous, pneu roulage à plat, pneu connecté... sont plusieurs caractéristiques des modèles utilisés selon les époques et les véhicules qu'ils équipent.

Aujourd'hui, le pneu de voiture individuelle est un produit composite de haute technicité qui compte plus de 200 matières premières entrant dans sa composition (Michelin 2022). Il est constitué de trois principaux composants : une structure métallique en acier, une couche textile de renforcement et une couche polymère qui recouvre l'ensemble. La structure renforcée de métal et textile confère au pneu ses principales propriétés mécaniques. La couche externe polymère protège cette structure et est produite principalement à base de caoutchouc naturel, de caoutchouc synthétique et de noir de carbone qui donne au pneu sa couleur noire

caractéristique. La composition, la taille et les propriétés du pneu varient en fonction de leur utilisation.

Cette composition complexe entraîne des difficultés importantes dans leur recyclage. Faute de traitement approprié, les pneus s'accumulent dans des entrepôts ou des décharges à ciel ouvert. L'accumulation de pneus usagés représente un risque d'incendie élevé associé à la libération de substances particulièrement toxiques (Downard et al. 2015 ; Singh et al. 2015). Par exemple, au Québec, l'incendie du plus gros dépotoir de pneus usagés (entre 3,5 et 4 millions de pneus) à Saint-Amable en 1990 a conduit à l'évacuation des habitants et à d'importants travaux de décontamination du site sur plusieurs années (Noël 1990). Les pneus entreposés sont de plus l'habitat privilégié des rats et des moustiques, vecteurs de maladies (Valentini et Pegoretti 2022 ; Sienkiewicz et al. 2012).

Ce problème d'accumulation de pneus en fin de vie devient sérieux dans les années 80. On cherche alors à s'en débarrasser par des méthodes seulement temporaires, voire délétères, pour l'environnement, notamment par enfouissement. De par leur forme, les pneus occupent un volume considérable lorsqu'ils sont enfouis. De plus, les gaz pouvant être libérés par des déchets enfouis plus profonds peuvent, en remontant, être piégés par les pneus et les faire « remonter » jusqu'à briser les couches superficielles du site d'enfouissement. D'autres méthodes plus créatives ont été testées : immerger des pneus usagés pour créer des récifs artificiels afin de soutenir le développement de la biodiversité marine. Malheureusement, cette méthode s'est finalement révélée être un désastre environnemental : l'implantation des écosystèmes marins est un échec, et les pneus immergés, soulevés et déplacés par de forts courants marins créés par les tempêtes, détruisent les récifs de corail naturels restants. Par exemple, le projet Osborne Reef constitue le plus grand récif artificiel créé à ce jour, comptant entre un et deux millions de pneus usagés immergés dans les années 70 au large de la Floride. À l'heure actuelle, l'opération de nettoyage, longue et coûteuse, n'est parvenue qu'à en retirer à peine le tiers.

La réglementation des procédés de traitement des pneus en fin de vie est alors apparue comme une nécessité. En 1999, l'Europe interdit leur entreposage dans les sites d'enfouissement (réglementation appliquée à partir de 2006) (Council of European Union 1999a). Trois modèles économiques de gestion sont développés afin d'identifier les entités responsables de leur gestion en fin de vie (Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021 ; ETRMA 2021 ; Grammelis et al. 2021 ; Sienkiewicz et al. 2012) :

- la Responsabilité Elargie des Producteurs (REP) est le modèle le plus répandu, en place dans vingt-deux pays. La REP signifie que le manufacturier est responsable, sur le plan opérationnel ou financier, de la fin de vie de ses produits, et qu'il doit en rendre

compte aux autorités nationales,

- le système libéral, également appelé système du marché libre, repose sur la rentabilité du traitement des pneus en fin de vie lorsque celle-ci constitue une incitation suffisante pour atteindre les objectifs du gouvernement. Neuf pays opèrent sous ce système,
- le système fiscal appliqué en Croatie et au Danemark rend le pays responsable de la gestion des pneus en fin de vie. Le gouvernement taxe les producteurs de pneus (qui répercutent généralement le montant sur le prix payé par les consommateurs qui les achètent) et finance ensuite les entreprises de gestion des pneus en fin de vie.

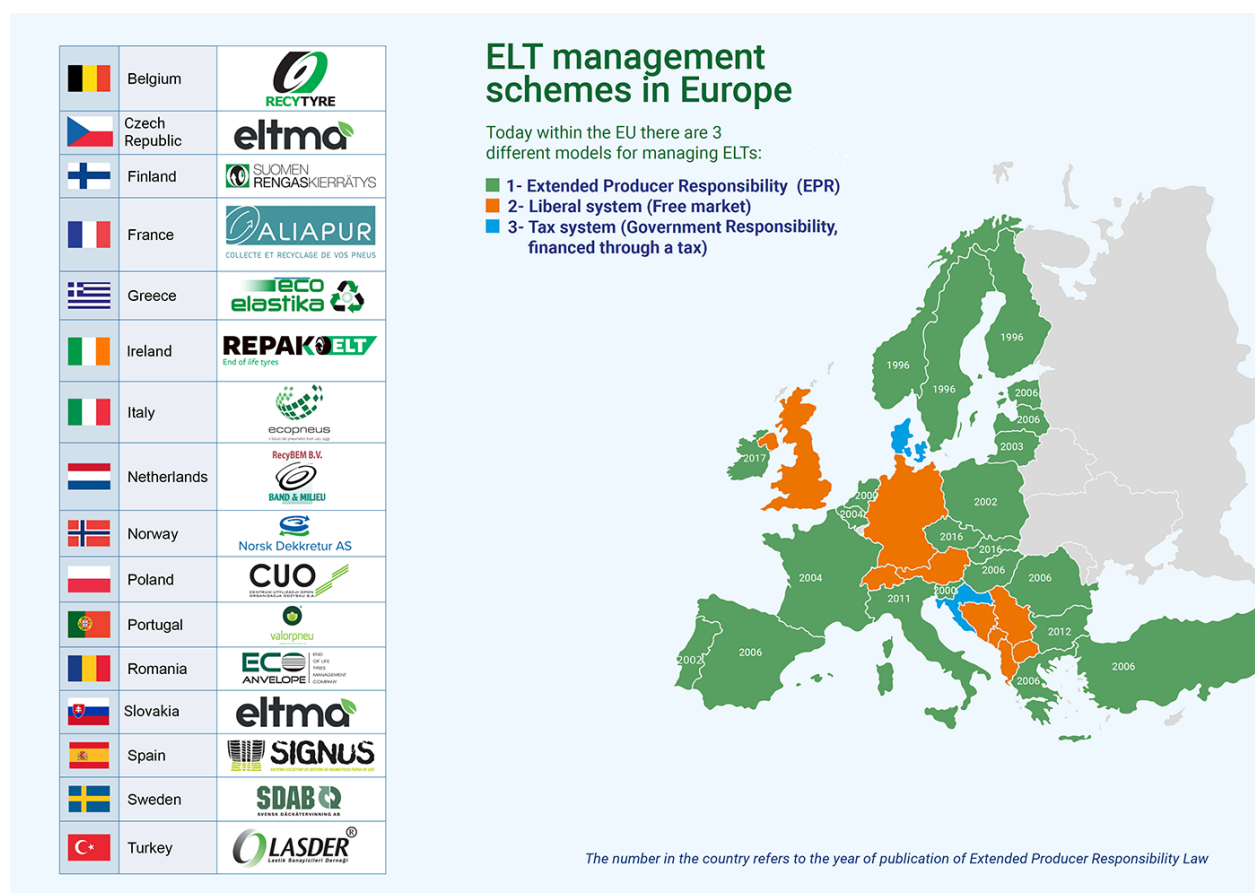


FIGURE 1.1 Les modèles économiques de gestion des pneus en fin de vie en Europe (ETRMA s. d.).

Aujourd'hui, on estime que 1 milliard de pneus arrivent en fin de vie annuellement dans le monde, dont plus de trois millions de tonnes sont traitées en Europe (WBCSD 2019 ; ETRMA 2019). Malgré les différences dans les modèles de gestions entre ses pays membres, l'Europe a atteint un taux de collecte de 95% . Les 3.55 millions de tonnes de pneus collectées sont réparties dans de nombreuses voies de valorisation (ETRMA 2019) 1.2. Parmi elles, les pneus

peuvent être utilisés comme une source de matériaux : ils peuvent servir de couche amortissante pour les pelouses synthétiques, être injectés dans la production d'objets moulés, ou même réutilisés pour produire des pneus neufs. Brûlés, ils peuvent constituer un combustible alternatif pertinent pour la production d'énergie ou d'autres applications nécessitant un apport de chaleur important. Par exemple, la majorité des pneus aujourd'hui sont consommés en cimenteries pour alimenter le processus de cuisson du clinker. Enfin, les propriétés mécaniques intéressantes du pneu et de ses composants peuvent être conservées lorsque le pneu est valorisé, soit entier, soit sous forme de granulés, dans des ouvrages en génie civil.

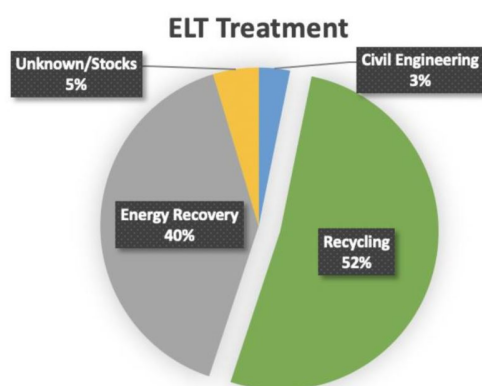


FIGURE 1.2 Répartition des pneus dans les filières de fin de vie en Europe en 2019. (ETRMA 2019)

Il n'existe pas de directive précise guidant la répartition des pneus usagés dans les voies de fin de vie présentées. Pourtant, un pneu usagé est davantage qu'un déchet : il constitue une précieuse source de matière et d'énergie. Quelles sont les voies de fin de vie à privilégier pour minimiser les impacts environnementaux ? Comment guider une prise de décision à l'échelle de l'Europe pour minimiser l'impact environnemental global du système de gestion des pneus en fin de vie ?

1.2 Objectifs de recherche

L'objectif général de ce projet de recherche est d'éclairer la prise de décision concernant la gestion des pneus de véhicule tourisme usagés en Europe pour minimiser leur impact environnemental. Plus spécifiquement, ce projet vise à **déterminer les scénarios optimaux de distribution des pneus usagés de véhicule tourisme dans les voies existantes en Europe pour minimiser les impacts environnementaux de l'ensemble du système.**

L’objectif de ce projet n’est pas de chercher à réduire l’impact environnemental d’une technologie de fin de vie en particulier ni de modéliser un nouveau moyen de traiter les pneus en fin de vie. Le projet ne vise pas non plus à anticiper quelles seraient les voies de fin de vie à privilégier dans l’avenir. Il considère l’ensemble du système de traitement de fin de vie des pneus européen tel qu’il existe actuellement et explore des moyens de faire diminuer ses impacts environnementaux en optimisant la répartition des pneus dans les différentes voies de traitement de fin de vie tout en prenant en compte les contraintes qui limitent cette répartition.

Les livrables du projet prennent plusieurs formes : un article scientifique soumis à une revue avec comité de lecture (disponible dans ce document, au chapitre 4) ; une base de données transparente et représentative de l’Europe (disponible dans les informations complémentaires de l’article, section 4.6) ; l’algorithme d’optimisation utilisé (disponible dans les informations complémentaires de l’article, section section 4.6) et ce présent mémoire.

1.3 Plan du mémoire

Ce mémoire est un mémoire dit « par article », impliquant que l’article scientifique rédigé (en anglais) pendant le projet de recherche, présentement soumis à une revue avec comité de lecture (*Journal of Industrial Ecology*), est directement intégré dans le corps du mémoire.

Ce mémoire présente donc, dans un premier temps, l’état de l’art des études ACV qui quantifient les impacts environnementaux associés à la gestion de fin de vie des pneus dans le chapitre 2. Des détails sur la démarche générale du projet notamment sur l’approche générale, les hypothèses prises pour la collecte de données et le fonctionnement de l’outil d’optimisation sont donnés dans le chapitre 3. L’article lui-même est présenté (en anglais) dans le chapitre 4. Des résultats complémentaires sont donnés dans le chapitre 5. Enfin, le chapitre 6 et le chapitre 7 clôturent ce mémoire avec une discussion sur les perspectives du projet et une conclusion.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service. Elle permet d'estimer les impacts de l'ensemble des étapes du cycle de vie du produit ou du service analysé (depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement de fin de vie) sur de nombreux enjeux environnementaux (changements climatiques, effets sur la biodiversité, utilisation de ressources minérales et fossiles, etc.).

Les évolutions de la réglementation ont nourri l'intérêt de la recherche dans la quantification des impacts environnementaux de la gestion de fin de vie des pneus. Le nombre d'ACV comparant les technologies alternatives afin d'évaluer leurs performances environnementales n'a cessé d'augmenter pendant les deux dernières décennies et la gestion des pneus en fin de vie est un domaine de recherche établi (Dong et al. 2021 ; Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021). L'objectif de cette revue de littérature est de montrer en quoi les principales ACVs publiées ne donnent qu'une information partielle pour guider une prise de décision à grande échelle concernant le traitement des déchets pneumatiques en Europe. Les études sélectionnées pour cette revue sont des ACVs comparatives respectant les normes ISO 14040 and ISO 14044 (Finkbeiner et al. 2006) et incluant au moins une des douze principales voies de fin de vie en Europe (données dans le tableau 4.1).

Toutes les ACVs comparatives sélectionnées montrent que quel que soit le procédé choisi, l'utilisation de PUNR en substitution de matériaux ou combustible traditionnellement utilisés pour les applications envisagées apporte un bénéfice environnemental. Cependant, il est difficile d'établir une hiérarchie générale entre ces alternatives ainsi que des scénarios de distribution réalistes des pneus dans chacune de ces voies en Europe afin de minimiser les impacts du système global. D'une part, les différences méthodologiques entre les études empêchent la synthèse des résultats obtenus. D'autre part, si cette synthèse était possible, la représentativité partielle de l'Europe et la considération des technologies étudiées comme indépendantes du système auquel elles appartiennent en limiteraient la portée.

2.1 Choix méthodologiques

Tout d'abord, chacune des ACVs existantes analyse un nombre limité de voies de fin de vie. La comparaison des résultats de plusieurs études différente est limitée à cause des différences de choix méthodologiques entre elles. Régulièrement souligné par la communauté scientifique

pour les ACVs dans tous les domaines, ce manque de comparabilité est en particulier problématique pour harmoniser les résultats des ACVs du pneu (Dong et al. 2021 ; Torretta et al. 2015).

D'abord, toutes les études n'appliquent pas le principe d'extension de frontières aux processus de traitement de fin de vie de la même façon. Le principe d'extension de frontières consiste à comptabiliser un crédit environnemental pour un processus qui est considéré évité. Par exemple, lorsque des pneus sont valorisés en production d'objets moulés en caoutchouc, ils remplacent du caoutchouc vierge. La production de caoutchouc vierge est alors considérée comme évitée, et l'impact environnemental de la production de caoutchouc vierge est soustrait à l'impact environnemental du système. Corti et Lombardi (2004) sont à l'origine d'une des premières ACVs publiées dans la littérature scientifique comparant quatre voies de fin de vie du pneu dans le contexte italien : deux voies de valorisation énergétique (production d'énergie et cimenterie) et deux processus de broyage (mécanique et cryogénique). Cependant, les matériaux remplacés dans les filières de traitement à la suite des processus de broyages ne sont pas considérés et les auteurs concluent à la supériorité des voies de valorisation énergétique où le pneu substitue des combustibles fossiles. Lorsque ces matériaux sont considérés, les conclusions sont inversées : par exemple, aux États-Unis, Feraldi et al. (2013) ont étudié l'utilisation des pneus sous forme de granulés à intégrer dans les routes (valorisation matière), en prenant en compte la substitution de polymère vierge, en comparaison avec leur incinération en cimenterie (valorisation énergétique). Plus récemment, Bianco, Panepinto et Zanetti (2021) ont produit une ACV comparant l'incorporation de pneu à l'asphalte pour la construction de routes avec son utilisation comme combustible pour produire de l'énergie. De plus, Vogt (2020) compare l'incinération en cimenterie et la valorisation matière dans un scénario incluant la granulation du pneu et la valorisation de ses différents composants, en Europe. Les trois études concluent que la valorisation matière a des impacts environnementaux moins élevés dans la majorité des catégories d'impact par rapport aux voies de valorisation énergétique.

Ensuite, certaines études incluent les phases en amont de la fin de vie dans l'analyse, d'autres ne les incluent pas. Pourtant, dès que des processus de réutilisation entrent en jeu, ils peuvent avoir des conséquences sur toutes les phases du cycle de vie du pneu. Le rechapage en est une bonne illustration (Dong et al. 2021). Bien qu'il soit au sommet de la hiérarchie européenne de gestion des déchets, il n'est que très peu analysé dans les ACVs (Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021 ; Beukering et Janssen 2001). Parmi les études qui l'incluent, celle d'Ortiz-Rodríguez, Ocampo-Duque et Duque-Salazar (2017) qui compare trois scénarios de traitement en Colombie (un scénario de réutilisation incluant une étape de rechapage, un scénario avec incinération en cimenterie et un scénario avec une étape de granulation à la

suite de laquelle la matière est répartie dans plusieurs voies de valorisation matière) ne prend en compte que les impacts « cradle-to-gate » du procédé de rechapage : seule la production des matières premières et de l'énergie nécessaires pour le processus de rechapage lui-même sont inclus. L'étude de Fiksel et al. (2011), menée dans un contexte américain en 2011, prend additionnellement en compte une quantité de matière évitée, considérant que le rechapage permet de produire un pneu fonctionnel avec moins de matière première, car la carcasse du pneu usagé est réutilisée. Cependant, cette étude ne considère pas non plus la phase d'usage. Seule l'étude de Lonca, Muggéo et al. (2018), qui compare notamment les impacts du rechapage et du remoulage dans un contexte brésilien, a étendu ses frontières jusqu'à la phase d'utilisation. Ainsi, l'étude prend en compte la consommation supplémentaire de carburant due à la différence de résistance au roulement des pneus rechapés. Le choix d'inclure ou d'exclure les phases de production et d'usage du pneu influence non seulement le calcul des impacts environnementaux du rechapage, mais également les possibilités de boucles de matières depuis les processus de traitement de fin de vie vers d'autres processus appartenant à des phases du cycle de vie plus en amont. Ces boucles de matière sont pourtant encouragées par l'UE qui place la réutilisation (« Reuse ») au sommet de la hiérarchie européenne du traitement des déchets (European Parliament and Council of European Union 2008).

Le choix de l'unité fonctionnelle découle également de cette vision centrée sur la phase de fin de vie souvent adoptée dans la littérature. La grande majorité des études basent leur unité fonctionnelle sur une masse ou un nombre de pneus à traiter (Dong et al. 2021), comme les travaux de Corti et Lombardi (2004), Li et al. (2010), Clauzade et al. (2010), Fiksel et al. (2011), Feraldi et al. (2013), Ortíz-Rodríguez, Ocampo-Duque et Duque-Salazar (2017), Vogt (2020) et Bianco, Panepinto et Zanetti (2021). D'autres la basent sur l'application finale du pneu, comme les études de Lonca, Muggéo et al. (2018), Johansson (2018), Georgiopoulou et Lyberatos (2018) et Djadouni et al. (2019). Le choix d'une unité fonctionnelle massique est indiqué lorsque l'on s'intéresse uniquement à la phase de fin de vie, considérant que la fonction principale d'une voie de fin de vie est de traiter une masse de déchets donnée. Cependant, dès que la réutilisation est étudiée, seule une unité fonctionnelle basée sur la fonction du pneu lorsqu'il est utilisé (i.e une distance parcourue) permet de comparer les alternatives en considérant l'influence de ces processus sur l'usage du pneu. La durée de vie du pneu et le paramètre permettant le passage d'une unité fonctionnelle massique à une unité fonctionnelle basée sur la distance. Cependant, elle n'est pas toujours donnée dans les études, et en conséquence la comparaison des résultats est compromise.

Le choix des méthodes de collecte de données influence également la modélisation des voies de fin de vie et les résultats obtenus. Par exemple, peu de données sont disponibles pour la modélisation des processus de valorisation énergétique où d'une part le pneu substitue une

quantité de combustible et d'autre part sa combustion ne génère pas les mêmes émissions. La quantité de combustible substituée est généralement calculée de la même façon dans toutes les études, c'est-à-dire par rapport à une même quantité d'énergie obtenue par combustion. Néanmoins, les différences dans les émissions ne sont pas estimées de la même manière. Corti et Lombardi (2004) mesurent directement des différences d'émission pour certaines substances dans une cimenterie dans laquelle 15% du combustible traditionnel est remplacé par des pneus. Clauzade et al. (2010) supposent que les émissions sont les mêmes entre le procédé traditionnel et le procédé utilisant des pneus pour toutes les substances, à l'exception du dioxyde de carbone (CO_2) dont l'émission est calculée avec l'équation de combustion parfaite (calcul stoechiométrique) à partir du contenu en carbone des pneus. Georgiopoulou et Lyberatos (2018) utilisent aussi le calcul stoechiométrique pour les flux de CO_2 , mais le reste des émissions est calculé avec des coefficients d'émission. L'étude de Vogt (2020) base son jeu de donnée uniquement sur des coefficients d'émissions moyens, pour toutes les substances en jeu. L'article de Bianco, Panepinto et Zanetti (2021) est basé sur des mesures directes d'émissions d'une usine d'incinération de déchets municipaux, incluant des pneus, en Italie. Ces distinctions mènent à des différences dans les inventaires de cycle de vie et en conséquence dans les impacts environnementaux calculés.

Enfin, les méthodes de caractérisation choisies ne sont pas les mêmes suivant les articles : Eco-indicateur 99, TRACI, CML-2001, ReCiPe, ELCD 2.0, ILCD... En conséquence, les scores d'impact ne sont pas calculés de la même façon et ne sont pas directement comparables entre les méthodes.

L'ensemble de ces différences rend impossibles l'harmonisation et la comparaison des résultats obtenus par chacune des études.

2.2 Représentativité géographique et temporelle

En second temps, la représentativité de l'Europe de 2022 est limitée pour plusieurs raisons. D'une part, le contexte géographique de chaque étude conditionne fortement le choix des technologies qui sont modélisées et le jeu de données utilisé. Par exemple, l'étude de Li et al. (2010) qui compare les quatre voies de traitement les plus utilisées en Chine par rapport à des critères environnementaux et économiques inclut un procédé d'extraction illégale d'huile de pneu couramment utilisé en Chine par les particuliers et entreprises privées. Ce procédé est méconnu en Europe et propre au contexte chinois. Les autres voies envisagées, c'est-à-dire la granulation mécanique avec valorisation de la matière en substitution de styrène-butadiène-styrène (SBS) et fonte, la dé-vulcanisation avec valorisation de la matière en substitution du

caoutchouc de styrène-butadiène (SBR) et fonte et la pyrolyse, ne correspondent pas toutes exactement aux voies de traitement de pneu usagé identifiées pour l'Europe. De plus, le choix des données utilisées pour modéliser ces alternatives repose sur la littérature, mais également sur des données provenant d'industries chinoises qui pourraient utiliser des procédés différents et/ou ne pas être soumises aux mêmes réglementations qu'en Europe, notamment en termes de pollution. Le problème est le même pour les données des études menées hors Europe (Fiksel et al. 2011 ; Feraldi et al. 2013 ; Ortíz-Rodríguez, Ocampo-Duque et Duque-Salazar 2017 ; Djadouni et al. 2019) : ces études, représentatives de leur contexte géographique, ne donnent pas une réponse appropriée dans un contexte européen.

De plus, les taux de substitution de matières et énergies vierges par le pneu sont des paramètres critiques qui ont une grande influence sur les résultats. Par exemple, dans l'étude de Vogt (2020), les impacts de la substitution de différents types de matériaux polymères (EPMD, SEBS, SBR) sont calculés. Georgiopoulou et Lyberatos (2018) modélisent plusieurs combustibles fossiles (charbon, coke de pétrole) et non fossiles (pneu, déchets municipaux, boues produites par l'assainissement des eaux) en différentes proportions pour quantifier leurs impacts environnementaux pour la production du clinker. Johansson (2018) publie deux études commanditées par Ragn-Sells, entreprise qui opère des centres de recyclage et de gestion de déchet en Suède, Norvège, Danemark et Estonie. La première compare plusieurs matériaux de substitution pour la valorisation matière en terrain synthétique (SBR (caoutchouc styrène-butadiène), liège, EPDM (éthylène-propylène-diène monomère), TPE (élastomère thermoplastique)). La seconde compare des scénarios de valorisation matière en intégration de pneu à la construction de route en modifiant la nature et l'épaisseur des couches construites. Les hypothèses sont basées sur un projet pilote mené par Ragn-Sells en Suède. Ces ACVs montrent les conséquences environnementales d'une modification de la nature ou de la quantité des matériaux et combustibles remplacés en modifiant leurs hypothèses de substitution. Afin d'être représentative, une modélisation à échelle européenne devrait se baser sur des hypothèses de substitution moyennes qui représenteraient le bouquet de matériaux et combustibles traditionnellement utilisés pour chaque application.

Enfin, seule une étude, celle de Clauzade et al. (2010), commanditée par Aliapur, éco-organisme français assurant la collecte et le recyclage des pneus en France, est conduite dans un contexte européen et vise à comparer 9 voies de fin de vie. Cette étude est celle qui donne le plus d'éléments de réponse pour établir une hiérarchie des voies de fin de vie actuelle en Europe. Cependant, elle date de plus de dix ans. Les processus modélisés et les données disponibles ont pu évoluer : notamment, ces dix dernières années, la pyrolyse a fait l'objet de nombreux travaux de recherche et le processus s'est développé. La mise à jour de cette étude permettrait de réactualiser les résultats obtenus et d'en assurer leur représentativité

temporelle.

2.3 Mise à l'échelle d'un système

Finalement, la mise à l'échelle de ces résultats n'est pas envisagée par l'approche utilisée dans les ACVs de la littérature.

D'une part, l'approche globale adoptée dans toutes les études citées est basée sur l'hypothèse que les filières analysées sont en stricte compétition : le pneu est envoyé dans une voie de fin de vie ou dans une autre. Or, un premier cas de complémentarité concerne les processus de préparation du pneu avant de le faire entrer dans les voies de fin de vie à proprement parler : le broyage, la granulation, la pulvérisation... Ces étapes préliminaires sont indispensables à leur traitement, mais ne sont pas en compétition avec les autres voies de fin de vie. L'étude de Corti et Lombardi (2004), en excluant la possibilité que le broyat puisse substituer des matériaux vierges, considère le broyage seul en compétition avec les voies de valorisation énergétiques. Cela dit, la majorité des ACVs étudiées considèrent ces étapes comme une préparation à un processus de traitement final. Ensuite, dans toutes les études citées, le rechapage est considéré comme une voie en compétition avec les autres alternatives testées. Un phénomène de compétition est possible dans le cas où il est comparé avec d'autres voies qui interviennent à la même étape du cycle de vie du pneu, comme dans l'étude de Lonca, Muggéo et al. (2018) où le rechapage est comparé au remoulage. Cependant, dans les études de Ortíz-Rodríguez, Ocampo-Duque et Duque-Salazar (2017) et Fiksel et al. (2011), il est considéré comme une voie de fin de vie en tant que telle. De plus, des traitements différents sont nécessaires pour traiter les composants en polymère (caoutchouc) et métalliques du pneu. L'étude de Vogt (2020) montre bien ce phénomène de complémentarité en incluant dans le scénario de valorisation matière des applications pour chacun de ces composants. Enfin, les statistiques actuelles montrent que les filières sont complémentaires : la quantité totale de pneus en fin de vie générée chaque année est répartie entre elles, comme le montre la répartition des pneus dans les filières de fin de vie en Europe en 2019 (figure 1.2). À la connaissance de l'auteur, aucune des études dans la littérature n'envisage de scénario où la quantité de pneus à traiter est répartie parmi les différentes alternatives de fin de vie.

D'autre part, l'ACV telle que bâtie est un modèle linéaire non contraint. La mise à l'échelle de résultats obtenus pour un kilogramme de pneus implique une extrapolation des résultats qui n'est pas adaptée à l'échelle européenne. En effet, l'accès aux voies de fin de vie peut être conditionné par des contraintes physiques, technologiques ou économiques qui limitent la quantité de pneus pouvant être envoyée dans certaines voies de traitement. Par exemple, l'utilisation de poudrette de pneus usagés en production de nouveaux pneus est limitée par

des critères de performances que le pneu neuf ne respecte plus à partir d’une certaine proportion de pneus usagés ajoutée (Muggeo, Charbouillot et Debost 2022). De plus, la quantité de terrains de football synthétiques en Europe limite physiquement l’utilisation des pneus usagés dans cette voie. Enfin, des contraintes économiques limitent le rechapage des pneus de voiture individuelle. L’ACV donne des indications sur la filière à privilégier selon des critères environnementaux, mais ne permet pas d’évaluer la performance environnementale totale du système auquel ces technologies appartiennent à l’échelle européenne en prenant en compte ces contraintes.

Pour conclure, l’ensemble de ces éléments soulignent les limites de la littérature actuelle pour répondre à la problématique. La frontière de recherche est fragmentée entre les différentes voies de fin de vies analysées : les choix méthodologiques propres à chaque étude empêchent la comparaison des scores environnementaux de plusieurs voies de fin de vie lorsqu’elles ne font pas partie de la même étude. De plus, la spécificité du contexte géographique et temporel limite la représentativité des résultats pour une prise de décision à l’échelle de l’Europe en 2022. Enfin, il n’est pas possible d’adapter les résultats à grande échelle sans prendre en compte les possibilités offertes par le système dans son ensemble et les contraintes auxquelles il est soumis.

La richesse et la diversité des études existantes constituent une source d’informations précieuse et une avancée considérable dans l’évaluation des impacts environnementaux du traitement des pneus en fin de vie. Le projet de recherche présenté dans ce mémoire se repose sur cette littérature pour proposer un outil d’aide à la décision plus adapté au contexte européen en optimisant sous contraintes la répartition des pneus dans les voies de fin de vie actuelles.

CHAPITRE 3 DÉMARCHE GÉNÉRALE DU PROJET DE RECHERCHE

Dans ce chapitre, la démarche générale du projet de recherche est présentée. D’abord, la méthodologie générale est décrite dans la première section. Dans une seconde section, les hypothèses et étapes ayant permis la construction de la base de données sont détaillées. Enfin, des détails sur l’algorithme qui permet de réaliser l’optimisation à partir de la base de données pour générer les résultats sont donnés dans la dernière section.

3.1 Méthodologie générale

La revue de littérature a permis d’identifier plus précisément des critères nécessaires afin d’atteindre l’objectif énoncé en introduction de ce mémoire : déterminer les scénarios optimaux de distribution des pneus usagés de véhicule tourisme dans les voies existantes en Europe pour minimiser les impacts environnementaux de l’ensemble du système. Premièrement, l’approche envisagée doit permettre d’inclure toutes les étapes du cycle de vie du pneu. Deuxièmement, elle doit prendre en compte la concurrence et la complémentarité entre les acteurs de la filière du pneu et les autres secteurs de l’économie. Troisièmement, elle doit tenir compte des contraintes physiques, technologiques et économiques intrinsèques au marché européen.

D’abord, **toutes les étapes du cycle de vie du pneu sont incluses** afin afin de capturer tous les potentiels déplacements d’impacts d’une phase du cycle de vie vers une autre. Pour atteindre ce critère, les frontières du système choisies pour l’analyse englobent la phase de production et la phase d’usage. En conséquence, l’unité fonctionnelle est basée sur la fonctionnalité du pneu (distance parcourue). De cette façon, il est possible d’inclure des voies de réutilisation dans le modèle qui ont une influence sur les phases de production et d’usage, et de comparer les impacts environnementaux obtenus pour une même distance parcourue. Afin de représenter l’Europe, l’unité fonctionnelle choisie est la distance qui reflète l’usage de tous les pneus en Europe en 2021 (1.22E13 km).

Pour **traiter la concurrence et la complémentarité entre des voies de fin de vie du secteur des pneumatiques et celles des autres secteurs de l’économie**, plusieurs boucles de matière sont prises en considération : le pneu usagé peut être valorisé au sein même du cycle de vie du pneu (rechapage, réutilisation des pneus usagés dans la production de pneus neufs, etc.) ou bien dans d’autres secteurs de l’économie qui ne sont pas liés aux pneus (production de ciment, d’acier, de chaleur, de caoutchouc, etc.). Douze voies de fin

de vie sont modélisées, correspondant aux technologies les plus répandues ou les plus prometteuses en Europe en 2022 (tableau 4.1). Pour chaque voie de fin de vie envisagée, les processus de préparation de la matière en amont (broyage, granulation, pulvérisation, etc.) sont modélisés pour également prendre en compte leur impact environnemental. De plus, la multifonctionnalité des voies de fin de vie est gérée avec l’approche d’extension des frontières : on considère que les produits générés par les voies de fin de vie ayant de la valeur sont des produits que l’on évite de produire par ailleurs. Des crédits environnementaux sont considérés pour ces produits évités.

Finalement, au vu de l’échelle géographique, la quantité de pneus à traiter est immense. On ne peut pas réalistement considérer que la totalité de cette matière peut être traitée par une unique voie de fin de vie. Afin de **tenir compte des contraintes physiques, économiques et technologiques du système de traitement des pneus en fin de vie en Europe**, celles-ci sont estimées et ajoutées au modèle. Plutôt que de comparer les voies de fin de vie une à une, l’analyse considère une répartition des pneus dans les options de traitement de fin de vie en fonction de ces contraintes. Ainsi, un bouquet de plusieurs technologies est utilisé dans les scénarios testés afin de traiter la totalité de la matière usagée générée en Europe.

Quantifier les impacts environnementaux de tous les scénarios de répartition possibles en faisant varier à la main le pourcentage de pneu envoyé dans chaque voie de fin de vie serait une tâche longue et fastidieuse à cause du grand nombre de possibilités à tester. En fait, il faudrait évaluer une quantité infinie de scénarios de distribution pour couvrir l’ensemble des situations possibles, et comparer les impacts environnementaux de chaque scénario un à un pour déterminer lequel ou lesquels sont les moins impactant. Au lieu de commencer par définir des scénarios à tester puis d’évaluer leur impact environnemental, comme traditionnellement fait en ACV, l’approche par optimisation commence par définir l’objectif à atteindre (ici, minimiser les impacts environnementaux du système) puis détermine les meilleurs scénarios permettant d’atteindre cet objectif parmi l’ensemble des scénarios possibles. Dans ce projet, c’est cette approche qui est adoptée pour identifier plus rapidement et efficacement les scénarios les plus pertinents qui minimisent les impacts environnementaux du système.

Finalement, deux analyses ont été produites pour pouvoir comparer la nature et la portée de leurs résultats. La première, nommée A1, compare les alternatives de fin de vie entre elles pour traiter un pneu en fin de vie selon l’approche ACV classiquement utilisée dans la littérature. La deuxième analyse, A2, donne les répartitions optimales des pneus dans les voies de fin de vie, considérant leurs contraintes, pour minimiser l’impact environnemental du système européen dans son ensemble. Les résultats ne sont pas directement comparables, car ils apportent une information différente. Cependant, les deux approches sont basées sur

le même jeu de données. Ainsi, elles peuvent être mises en perspective l’une par rapport à l’autre en soulignant leurs avantages et leurs limites. Les principales caractéristiques de ces analyses sont présentées dans le tableau 3.1.

TABLEAU 3.1 Caractéristiques principales des deux analyses conduites dans le projet de recherche.

	A1	A2
Question adressée	Quelle est la meilleure alternative pour traiter un pneu en fin de vie ?	Comment optimiser la répartition des pneus en fin de vie dans leurs voies de traitement pour minimiser l’impact environnemental de l’ensemble du système ?
Unité fonctionnelle	Masse de pneu traité (1 kg)	Distance parcourue (1.22E13 km)
Frontières du système	Fin de vie uniquement	Toutes les phases du cycle de vie
Voies de fin de vie analysées	Principales voies de fin de vie en Europe Processus de préparation des pneus	Principales voies de fin de vie en Europe Processus de préparation des pneus Processus de réutilisation
Contraintes	Non considérées	Considérées
Aproche	Par comparaison de scénarios	Par optimisation

3.2 Collecte de données et hypothèses de modélisation

La collecte de donnée a représenté un défi et une part importante du temps investi dans le projet de recherche. Tous les travaux déjà existants ne partagent pas les données utilisées pour générer les résultats. Lorsque ces données sont disponibles, elles peuvent manquer de transparence sur la méthode utilisée pour les obtenir, leur représentativité géographique, leur représentativité technologique... Il est donc difficile de mesurer leur qualité et à quel point elles peuvent être utilisées dans le cadre de cette étude. L’objectif de la collecte de données menée dans ce projet est de fournir une base de donnée finale détaillée, transparente et la plus représentative possible de l’Europe considérant les données déjà disponibles dans la littérature. Le fichier contenant l’ensemble des données numériques est fourni dans les informations complémentaires de l’article (section 4.6). La présente section détaille davantage les hypothèses qui ont été faites pour chaque processus modélisé.

Pour l’ensemble de la base de données, la démarche générale suivante a été suivie. D’abord, les sources de données provenant de la littérature scientifique ou de la littérature grise ont été

identifiées. Elles ont ensuite été converties (si nécessaire) et comparées pour chaque processus modélisé. Les données finales ont été choisies selon des critères de représentativité du contexte européen, de l’ancienneté, de la méthode de la génération de données et de la représentativité de la technologie à modéliser. Elles ont ensuite été mises à l’échelle des processus unitaires (pour une unité de flux sortant produite). Afin d’assurer la cohérence au sein de la base de donnée dans son ensemble, des paramètres généraux, tels que la composition du pneu ou la valeur calorifique des combustibles sont communs à tous les processus modélisés.

Les systèmes modélisés sont représentés par les arbres de processus de l’analyse A1 (disponibles dans les informations complémentaires de l’article section 4.6, et en annexe A) et de l’analyse A2 (figure 4.1, et en format pleine page en annexe B).

3.2.1 Phases en amont de la fin de vie

Production des matières premières Une base de données de production des matières premières entrant dans la composition du pneu a été élaborée à l’initiative du Tire Industry Project (TIP), forum mondial de l’industrie du pneu sur des questions de durabilité, regroupant actuellement dix des principaux manufacturiers de pneus (Bridgestone, Continental, Goodyear, Hankook, Kumho Tire, Michelin, Pirelli, Sumitomo Rubber, Toyo Tires, and Yokohama Rubber) (WBCSD s. d.). Cette base de données est disponible en annexe de la règle de catégorie de produit (RCP) pour les pneus (UL Environment 2017a). Elle a pour objectif de constituer une référence commune pour tous les praticiens souhaitant réaliser des ACVs faisant intervenir la production de matière première pour la production de pneu. Dans ce document, les matières premières ont été regroupées en 9 grandes familles : le caoutchouc naturel, le caoutchouc synthétique (styrène-butadiène, SBR), le noir de carbone, l’acier, le sel de cobalt, le nylon, le polyester, les plastifiants et la silice. Le document donne notamment directement des résultats d’impacts environnementaux précalculés par kilogramme de matière produite avec les méthodes EF 3.0, TRACI (Bare 2011), CML (Industrial Ecology 2016), CED, et water consumption.

C’est cette base de données de référence qui est utilisée pour modéliser les processus de production de matière première. Comme les résultats d’impacts avec la méthode IMPACT World+ (Bulle et al. 2019) (méthode choisie pour ce projet de recherche) ne sont pas directement disponibles, chaque processus a été modélisé à nouveau dans le logiciel Brightway en utilisant les informations disponibles dans la base de données de référence afin de calculer leurs impacts avec IMPACT World+ et de pouvoir les intégrer au modèle.

Cas particulier du processus de production de caoutchouc synthétique : les données de modélisation du processus de production de caoutchouc synthétique n’étant pas partagées

dans le document de référence (car confidentielles), un travail a été mené avec Michelin afin de modéliser un processus de production de caoutchouc synthétique en utilisant des données industrielles. Bien que l’auteur ait pu y accéder pour la modélisation, une partie de ces données sont confidentielles et n’ont pas pu être partagées lors de la publication du mémoire et de l’article scientifique.

Cas particulier du processus de production de nylon : un des processus entrant dans la fabrication de nylon (« Polyamide (Nylon) 6,6/EU-27 ») provient de la World Apparel and Footwear LCA database (WALDB), base de données à laquelle l’auteur n’a pas eu accès (licence payante). À la place, un processus similaire de la base de données ecoinvent v3.8 (« market for nylon 6-6, RER ») a été choisi.

Cas particulier du processus de production d’acier : l’un des processus entrant dans la fabrication d’acier (« Steel wire rod/GLO - for TIP ») provient de la base de données Industry data 2.0 (bibliothèque contenant des données de PlasticsEurope, worldsteel et ERASM (European Detergents and Surfactants Industries)) disponible au travers du logiciel SimaPro. Les impacts de ce processus ont été calculés avec SimaPro, utilisant des données ecoinvent v3.6, puis intégrés au calcul des impacts finaux du processus.

Production du pneu (PA) La production de pneu est un processus complexe qui s’articule autour de plusieurs étapes : la production du mélange de caoutchouc à partir des matières premières mentionnées précédemment (notamment le caoutchouc naturel, le caoutchouc synthétique et le noir de carbone, ainsi que les plastifiants et le sel de cobalt), la fabrication des différents composants (tringles d’acier, bande de roulement, nappes textiles, flancs, revêtement intérieur...), leur assemblage et le chauffage du produit pour vulcaniser le caoutchouc et lui donner ses propriétés finales. La figure suivante (figure 3.1) illustre l’architecture générale d’un pneu de voiture.

Le processus de production de pneu consomme donc de la matière première et de l’énergie. Il génère également des déchets et des émissions directes. Les données utilisées pour la quantité d’énergie consommée et de déchets générés sont des données provenant des rapports annuels de Michelin. Les données modélisant les émissions directes proviennent de différentes sources de la littérature.

Concernant les matières premières, la composition du pneu varie en fonction de ses applications. Par exemple, le caoutchouc naturel confère au pneu une plus grande résistance mécanique et une résistance à l’échauffement interne, tandis que le caoutchouc synthétique améliore l’adhérence, la résistance au roulement et la longévité face aux éléments extérieurs (eau, soleil...). Le noir de carbone améliore sa résistance à l’usure et lui donne sa couleur noire

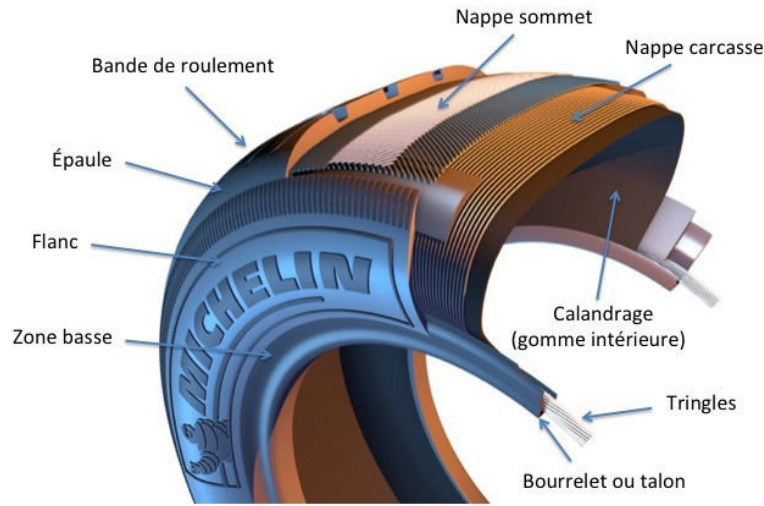


FIGURE 3.1 Architecture d'un pneu (Moulin 2018).

caractéristique qui limite les fissures de l'enveloppe caoutchoutique causées par les rayons ultraviolets. Comme la proportion de caoutchouc naturel et de caoutchouc synthétique fait varier les propriétés du pneu, davantage de caoutchouc naturel sera incorporé à un pneu destiné à être utilisé par un véhicule lourd en comparaison à un pneu de voiture personnelle (aussi appelé véhicule tourisme) (Vogt, 2020). Le tableau 3.2 ci-dessous donne les proportions moyennes des 9 familles de matières premières entrant dans la composition d'un pneu de véhicule tourisme. Ces proportions représentent la moyenne des compositions des pneus pour véhicules tourisme disponibles sur le marché produits par Michelin.

TABLEAU 3.2 Composition moyenne d'un pneu de véhicule tourisme.

	Mass (kg)	Mass fraction (%)
Carbon black	2.0099	19.90%
Silica	0.63731	6.31%
Synthetic rubber (S-SBR)	1.78467	17.67%
Natural rubber (TSR 20)	2.6664	26.40%
Plasticizers	1.1312	11.20%
Cobalt salt	0.01515	0.15%
Steel	1.58166	15.66%
Polyester	0.19796	1.96%
Nylon	0.07575	0.75%
TOTAL	10.1	100.00%

Utilisation (PB1 et PB2) Deux processus d'utilisation sont modélisés dans le système : l'un représente l'utilisation d'un pneu neuf et l'autre représente l'utilisation d'un pneu rechapé. Ce sont ces deux processus qui fournissent l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire une distance parcourue.

La quantité de pneus nécessaire pour parcourir une distance donnée est calculée par rapport à la durée de vie totale d'un pneu. Celle-ci correspond à la distance parcourue par le pneu de manière sécuritaire. Elle est estimée à 40 000 km pour un véhicule tourisme (Muggeo, Charbouillot et Debost 2022).

Bien que le pneu ne consomme pas directement de carburant, ses performances affectent la consommation totale du véhicule. Ainsi, une partie du carburant consommé par le véhicule est attribuée au pneu. Cette quantité est calculée grâce aux formules suivantes (UL Environment 2017b) :

$$\Delta FC = \alpha \times M \times \Delta C_{RR} \quad (3.1)$$

Avec ΔFC la différence de consommation de carburant, en L/100 km ; α un coefficient de corrélation en L/100 km/kg (obtenu avec la formule 3.2) ; M la masse du véhicule, en tonnes et ΔC_{RR} la différence de résistance de roulement définie par ISO 28580 en kg/t.

$$\alpha = \frac{g}{\eta_{trans} \times \eta_{th} \times LVH_f \times \rho_f} \times \frac{d_{mto}}{d} \times 100 \quad (3.2)$$

Avec η_{trans} l'efficacité de transmission du moteur, en % ; η_{th} l'efficacité thermodynamique du moteur, en % ; LVH_f la valeur calorifique inférieure du combustible, en MJ/L (ou MJ/kWh pour véhicules électriques) ; ρ_f la densité du combustible et $\frac{d_{mto}}{d}$ la fraction de la distance parcourue avec un couple prédéfini de $\frac{d_{mto}}{d}$.

Le coefficient de corrélation α est calculé pour chaque type de carburant tandis que la masse du véhicule et la résistance au roulement sont des paramètres moyens communs à tous les véhicules de tourisme, indépendamment de la nature du carburant. Les valeurs utilisées dans la modélisation du processus final représentent la consommation de carburant de la quantité de pneus nécessaire pour parcourir 1 km, par type de carburant, pondérée par la proportion des véhicules de chaque type de carburant dans le parc européen. Les émissions directes liées aux flux de consommation de carburant sont calculées à partir des émissions directes de processus de transport disponibles dans ecoinvent v3.8.

Un pneu rechapé consomme en moyenne 6.8 % de carburant de plus qu'un pneu neuf, du fait de la dégradation de sa résistance au roulement due au vieillissement des matériaux et d'un

second processus de vulcanisation que le pneu subit lorsqu’il est rechapé (Muggeo, Charbouillot et Debost 2022). Les quantités de carburant consommées et les émissions associées sont donc multipliées par 1.068 pour le processus d’utilisation des pneus rechapés.

Enfin, la bande de roulement du pneu subit une abrasion au fur et à mesure de son utilisation et des particules de plastique volatiles et invisibles sont émises dans l’environnement. Loin d’être anecdotiques, ces émissions représentent la source la plus importante de matériaux à base de polymères synthétiques rejetés dans l’environnement (Baensch-Baltruschat et al. 2020). Un pneu de véhicule tourisme perd en moyenne 11 % de sa masse par abrasion pendant toute sa durée de vie.

Comme seule la bande de roulement est abrasée, la proportion de polymère dans la composition d’un pneu neuf est plus élevée que celle d’un pneu récupéré en fin de vie. Ce changement de composition est pris en compte dans le modèle, notamment pour calculer les masses de métal et de polymère qui seront envoyées vers des voies de valorisation différentes.

Collecte et tri (PC1a, PC1b et PC2) Dans le modèle, trois processus de collecte/tri ont été modélisés afin de laisser la possibilité aux pneus d’être rechapés et réutilisés avant d’être envoyés dans les voies de traitement de fin de vie.

Le processus PC1a envoie des pneus neufs usagés directement dans les filières de fin de vie, le processus PC1b envoie des pneus neufs usagés vers le processus de rechapage et le processus PC1c envoie des pneus rechapés usagés dans les filières de fin de vie.

On suppose ainsi qu’un pneu neuf ne peut être rechapé qu’une seule fois. Une fois rechapé, il est obligatoirement envoyé vers les filières de fin de vie.

Le taux de récupération des pneus est pris en compte : pour chacun des trois processus, 5 % de la matière n’est pas récupérée (ETRMA 2021). Un processus d’enfouissement de ecoinvent v3.8 a été utilisé pour modéliser les impacts environnementaux associés à la matière non collectée.

Processus de préparation (PD, PE et PF) Il existe de très nombreuses tailles et qualités de pneus, broyats, granulats et poudrette de pneu sur le marché. Malheureusement, le cadre normatif de l’Union européenne ne définit pas la nomenclature associée à l’état des pneus lorsqu’ils subissent des transformations. Aux États-Unis, la norme ASTM D5603 standardise les tailles et les propriétés du pneu transformé (ASTM 2019). À l’aide de ce standard et de la littérature (Corti et Lombardi 2004 ; Tasalloti et al. 2021), les étapes de préparation du pneu ont été modélisées comme suit.

Le pneu est entier après les processus de collecte/tri. Il peut ensuite subir un processus de broyage mécanique (PD) : le broyat obtenu est constitué de morceaux de pneus de taille variée allant de 1 cm à 10 cm. Le broyat peut ensuite subir un processus de granulation mécanique (PE) : le métal est séparé du reste des composants des pneus et supposé recyclé en aciérie. Le granulat obtenu est constitué de morceaux de polymère dont les dimensions varient entre 1 cm et 1 mm. Finalement, un processus de pulvérisation cryogénique (PF) peut réduire davantage la taille du granulat et produire de la poudrette de différentes dimensions, allant de 1 mm jusqu'à 50 μm .

Les procédés mécaniques consistent à faire passer successivement la matière au travers de différents broyeurs. La séparation des parties métalliques est réalisée à l'aide d'aimants. Le procédé cryogénique implique l'utilisation d'hydrogène liquide afin de refroidir la matière avant de la découper par procédé mécanique. Cette méthode modifie les propriétés mécaniques du matériau et permet un découpage plus fin que les procédés uniquement mécaniques.

Les données utilisées pour modéliser chacun de ces processus proviennent de la littérature, excepté pour le processus de pulvérisation cryogénique qui est modélisé à partir de données industrielles confidentielles. Des pertes très faibles (moins d'un milligramme par kilogramme d'intrant) sont modélisées pour le processus de pulvérisation cryogénique sous forme d'émissions directes vers l'environnement.

3.2.2 Réutilisation

Rechapage (PG) Le rechapage consiste à fabriquer un nouveau pneu à partir d'un pneu usagé, avec ajout d'une bande de caoutchouc pour donner une seconde vie au pneu. Le pneu usagé est d'abord inspecté à l'œil nu, puis par sérigraphie, afin de détecter d'éventuels défauts. Ensuite, le pneu est poncé pour obtenir des dimensions voulues. Un opérateur identifie et répare les défauts restants, puis une nouvelle bande de roulement ajoutée par-dessus le pneu ainsi préparé. Enfin, le pneu est autoclavé pour effectuer une vulcanisation à froid. Le pneu est ensuite inspecté minutieusement et préparé pour être commercialisé.

Dans cette étude, on suppose que chaque pneu ne peut être rechapé qu'une fois. La bande de roulement vient remplacer exactement la quantité de matière perdue pendant la phase d'usage (11 % massiques) et pendant le ponçage du pneu (10 %). Ainsi, pour 1 kg de pneu rechapé, il est nécessaire d'ajouter environ 210 g de matière vierge. On suppose que la composition de la bande de roulement est la même que la composition de la partie polymère du pneu. Enfin, la durée de vie d'un pneu rechapé est égale à la durée de vie d'un pneu neuf.

3.2.3 Traitements de fin de vie

Dans cette étude, les douze voies de fin de vie les plus répandues et les plus prometteuses en Europe ont été modélisées (tableau 4.1). Selon le principe d'extension de frontières, il est estimé que le pneu substitue de la matière ou de l'énergie vierge qui en conséquence n'a pas besoin d'être produite, et un crédit environnemental est considéré pour cette matière ou énergie évitée. Pour chaque voie de fin de vie, le processus traditionnel et le processus consommant des pneus sont modélisés. Les taux de substitution sont basés sur la fonction des produits de voies de fin de vie. Les voies de fin de vie ont été classées selon trois grandes familles : la valorisation matière, la valorisation énergétique et la valorisation en génie civil.

Valorisation matière

Les voies considérées comme des voies de valorisation matière sont celles où des composants du pneu sont réutilisés dans des applications où ils remplacent des matériaux de même nature. Par exemple, le caoutchouc de pneu usagé peut remplacer d'autres types de caoutchouc, tandis que l'acier de la carcasse peut être recyclé en aciérie pour produire à nouveau de l'acier. Contrairement aux voies de valorisation énergétiques où le produit est consommé pour en extraire l'énergie, les voies de valorisation matière ne sont pas destructives. Ainsi, les produits fabriqués à partir de pneu recyclé vont devoir, à leur tour, être traités en fin de vie (traitement de fin de vie ultime). Il a été supposé que l'utilisation de pneu usagé à la place de matière première vierge traditionnelle pour la production de ces produits n'a pas d'influence sur leur traitement de fin de vie. Ainsi, considéré comme similaire pour le procédé traditionnel et le procédé utilisant des pneus, le traitement de fin de vie ultime n'a pas été modélisé.

Pelouses synthétiques (P1) L'utilisation de granulats de pneu pour la construction de terrains de football synthétique est probablement la voie de valorisation du pneu la plus connue. Le granulat constitue la couche supérieure amortissante (couche de performance) du terrain sous forme de petites billes noires situées entre les brins d'herbe synthétiques (figure 3.2).

L'utilisation de pneu pour cette application est controversée en raison de certains de ses composants (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), métaux lourds et autres (composés organiques volatils (COV), plastifiants, antioxydants et additifs)...) qui représentent un danger pour la santé humaine et pourraient être diffusés dans l'air ou dans les lixiviats du terrain. La recherche n'a pas encore statué sur le degré de dangerosité de tels terrains (Gomes et al. 2021). La production et l'utilisation de pneu dans ce contexte sont encadrées par la norme

européenne REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Une étude a été menée par l'European Chemicals Agency (ECHA) en 2017, mandatée par la Commission européenne à la suite des inquiétudes formulées par le grand public. Cette étude a conclu que cette utilisation présentant un danger très faible pour la santé (European Chemicals Agency (ECHA) 2017).

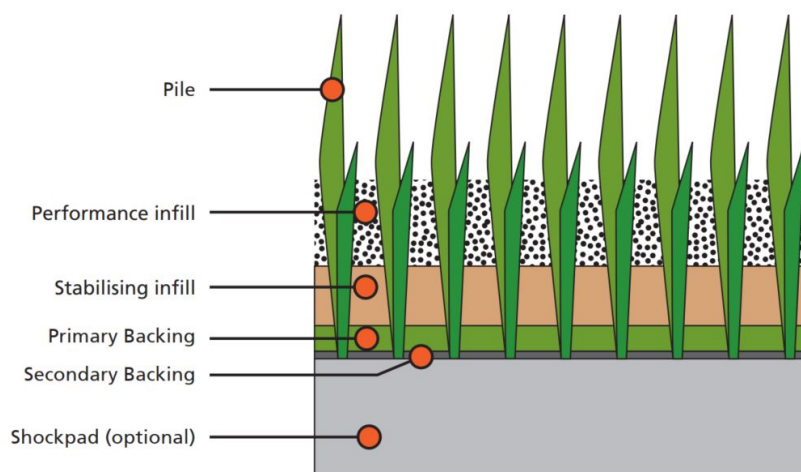


FIGURE 3.2 Les différentes couches d'un terrain de football artificiel (Eunomia Research & Consulting Ltd 2021).

Le granulat de pneu usagé est en compétition avec d'autres matériaux de remplissage pour la construction de terrains synthétiques tels que le terpolymère d'éthylène propylène diène (EPDM), le liège, et d'autres thermoplastiques (TPE) (Vogt 2020 ; Aliapur s. d.). Aujourd'hui, plus de 75 % des terrains synthétiques sont construits avec du pneu et le second matériau le plus utilisé est l'EPDM (Vogt 2020). Ainsi, il a été supposé que le pneu remplace de l'EPDM pour cette application.

Le taux de substitution est calculé en prenant en compte la durée de vie des terrains synthétiques et la quantité nécessaire pour couvrir un terrain de football selon le matériau utilisé. En raison du manque de consensus scientifique quant aux émissions spécifiques aux terrains synthétiques construits avec des pneus usagés et du manque de données, aucune émission supplémentaire n'a été modélisée par rapport à l'utilisation d'EPDM vierge.

Objets moulés (P2) Sous forme de poudrette, les pneus peuvent être intégrés dans la composition des objets moulés destinés à de nombreuses applications (ADEME 2015 ; Aliapur s. d.) : dalles de sécurité, tapis d'isolation, protection pour les bâtiments, roues de poubelles urbaines ou de caddies, mobilier urbain (ralentisseurs, plots de signalisation, accessoires

d'aménagement pour voies cyclables), etc.

Le polymère récupéré des pneus est majoritairement constitué de caoutchouc naturel et synthétique (plus précisément du styrène butadiène (SBR)). Ainsi, il a été supposé que le pneu remplace la production d'un autre caoutchouc synthétique, le terpolymère d'éthylène propylène diène (EPDM) pour la production d'objets moulés. D'autres travaux dans la littérature étudient la possibilité que le polymère de pneus usagés soit mélangé à d'autres polymères, dont certains thermoplastiques. Une analyse de sensibilité a été réalisée afin d'évaluer la performance environnementale de la valorisation de pneus en production d'objets moulés en substitution de ces matériaux (voir section 5.1.3).

La poudrette de pneu est supposée directement intégrée au mélange de polymère. Il est supposé que la quantité de pneu nécessaire est égale à la quantité de matériau polymère remplacé. Il n'y a pas de différence significative de consommation d'énergie entre le processus de moulage conventionnel et le processus qui intègre des pneus usagés (Fiksel et al. 2011). Par conséquent, l'utilisation de pneu substitue uniquement la production des matériaux testés.

Pneus neufs (P3) La poudrette de pneus usagés peut également être incorporée dans le mélange de caoutchouc utilisé pour la production de nouveaux pneus. Elle en substitue les trois principaux composants (le caoutchouc naturel, le caoutchouc synthétique et le noir de carbone). Les proportions substituées de ces composants correspondent à leurs proportions dans la fabrication d'un pneu neuf.

Aciérie (P4a et P4b) L'utilisation de pneu usagé est envisagée pour les aciéries électriques produisant de l'acier à partir de ferraille de récupération. Les premières étapes du procédé de production d'acier en four à arc électrique consistent à liquéfier la ferraille en y ajoutant de la chaux et en chauffant le mélange avec des cathodes produisant des arcs électriques, dont la température avoisine les 15 000 °C. La rouille est oxydée grâce à l'ajout de carbone sous forme d'anthracite et de coke. Le pneu a une double utilité : d'une part son contenu en carbone peut substituer une partie du carbone traditionnellement fourni par l'ajout d'anthracite, d'autre part l'acier récupéré de la carcasse substitue de la ferraille (Clauzade 2006).

Deux processus distincts modélisent la valorisation de pneus en cimenterie. P4a modélise le traitement de tous les composants du pneu (partie métallique et partie polymère) et P4b modélise le traitement de la partie métallique uniquement, après la séparation de l'acier et du polymère lors du processus de granulation. Le cas où seule la partie polymère est traitée n'est pas modélisé, car il est censé ne pas exister dans la réalité.

Contrairement aux autres matériaux remplacés, la ferraille n'est pas une matière première

ayant de la valeur. Elle est même considérée comme un déchet, au même titre que le pneu, et l'aciérie est un moyen de la recycler. Il est supposé dans ce projet de recherche que le remplacement de la ferraille par des pneus va faire augmenter la part d'acier produite en aciérie électrique (en rendant disponible davantage de matière première) et donc ultimement faire diminuer la production d'acier primaire. Les crédits environnementaux de la production d'acier primaire sont donc alloués au pneu lorsqu'il remplace de la ferraille. Le carbone contenu dans le pneu substitue de l'anthracite. Les taux de substitution sont basés sur l'étude de Clauzade et al. (2010).

Bien que l'incorporation de pneus dans le procédé semble causer une augmentation d'émissions de monoxyde de carbone (CO) et d'hydrogène (H₂), on suppose que les opérations de postcombustion sont ajustées pour réguler leur quantité à hauteur de ce qui aurait été émis pour le processus traditionnel (Clauzade 2006 ; Clauzade et al. 2010).

Valorisation énergétique

Les voies considérées comme des voies de valorisation énergétique sont celles où le pneu ou ses composants sont réutilisés comme combustibles pour produire de l'énergie. Ils substituent alors d'autres combustibles. Contrairement aux voies de valorisation matière et génie civil, les voies de valorisation énergétiques sont des voies destructives : le pneu est consommé et n'a pas besoin d'être traité par la suite. La collecte de données sur les voies de valorisation énergétiques s'est avérée plus difficile, car la combustion des pneus permet non seulement d'éviter la production de carburant, mais a également une influence sur les émissions, ce qui est documenté de manière très inhomogène dans la littérature. Pour les processus de valorisation énergétique où le pneu est brûlé, les émissions de dioxyde de carbone (CO₂) ont été modélisée sur la base d'un calcul stoechiométrique en supposant une combustion parfaite du pneu. Le contenu en carbone du pneu a été estimé grâce à la formule chimique de ses composants et à sa composition connue. On considère que le carbone du caoutchouc naturel est biogénique (tableaux 3.3 et 3.4).

Chauffage urbain (P7) Les pneus sont utilisés pour produire de la chaleur distribuée dans des réseaux de chauffage urbain. Le pneu remplace le bouquet de combustible traditionnellement utilisé pour le chauffage urbain en Europe, composé à environ 56 % de gaz naturel, 18 % de charbon, 14 % de biomasse et 10 % fioul (Européenne s. d.).

Il est supposé que le pneu peut fournir de l'énergie sous forme de chaleur avec une efficacité de 70% pour rester cohérent avec les autres processus de valorisation énergétique (P5 et P8). Les quantités de combustible substituées sont donc calculées par rapport à la quantité

TABLEAU 3.3 Hypothèses pour le calcul du contenu carbone du pneu.

Matériau	Formule chimique	Fraction de carbone (%)	Contenu carbone du pneu (kg)
Noir de carbone	C	1.00	2.01
Silice	SiO ₂	0.00	0.00
Caoutchouc synthétique (S-SBR)	75% butadiène (C ₄ H ₆), 25% styrène (C ₈ H ₈)	0.91	1.63
Caoutchouc naturel (TSR 20)	C ₅ H ₈	0.88	2.35
Plastifiant	Supposé paraffine (C _n H _{2n+2} , n>20)	0.60	0.68
Sel de cobalt	CoCl ₂	0.00	0.00
Acier	Contient au plus 2 % _{mass} de carbone	0.02	0.03
Polyester	C ₈ H ₁₀ O ₄	0.63	0.12
Nylon	C ₁₂ H ₂₂ N ₂ O ₂	0.64	0.05
Total			6.85

TABLEAU 3.4 Quantité de carbone et de CO₂ émis pour 1kg de pneu.

Pour 1kg de pneu	Total	Biogénique	Fossile
Contenu carbone du pneu (kg)	0.68	0.23	0.77
Quantité de CO ₂ émise (combustion parfaite) (kg)	2.49	0.85	1.63

d'énergie récupérable des combustibles brûlés, en considérant l'efficacité de leur combustion. Les efficacités de combustion des combustibles substitués sont celles des processus ecoinvent v3.8.

Les émissions du processus traditionnel sont donc modélisées à partir de processus qui modélisent la combustion des combustibles traditionnels de ecoinvent v3.8. Considérant la grande proportion de caoutchouc dans le pneu, les émissions du processus dans lequel les pneus sont brûlés sont également modélisées à partir d'un processus ecoinvent v3.8 de combustion de caoutchouc en incinération municipale. La quantité de CO₂ émise correspond à la quantité calculée pour les pneus.

Incinération municipale (P8) Les pneus sont brûlés pour produire de la chaleur et de l'électricité dans une centrale thermique.

Les intrants du processus de combustion des pneus en incinération municipale sont tirés de la littérature (Bianco, Panepinto et Zanetti 2021). L'étude donne également la quantité de chaleur et d'électricité substituée.

Comme pour le procédé de chauffage urbain (P6), considérant la grande proportion de caoutchouc dans le pneu, les émissions du processus dans lequel les pneus sont brûlés sont également modélisées à partir du processus ecoinvent v3.8 de combustion de caoutchouc

en incinération municipale en prenant en remplaçant la quantité de CO₂ émise par la valeur calculée. Les impacts environnementaux de la production de chaleur et de la production d'électricité en Europe sont directement calculés à partir des processus de ecoinvent v3.8 qui modélisent le marché européen.

Valorisation matière et énergétique

Les voies considérées comme des voies de valorisation matière et énergétiques sont celles où le pneu est à la fois valorisé comme un matériau (valorisation matière) et à la fois utilisé comme combustible (valorisation énergétique). Les mêmes hypothèses liées aux deux types de valorisation s'appliquent ici.

Cimenterie (P5) Le ciment est un liant hydraulique qui entre dans la composition du béton. Lors de l'étape de cuisson, un mélange de calcaire, sable et argile est chauffé à une température avoisinant les 1400°C dans un four rotatif cylindrique de grande dimension (environs 8m de diamètre et 230m de longueur) presque horizontal. C'est à cette étape que des combustibles alternatifs peuvent être utilisés pour produire la chaleur, notamment des déchets, dont des pneus. L'avantage de la valorisation énergétique en cimenterie vient de l'introduction des combustibles à l'intérieur même du four : les cendres qui sont laissées après leur combustion se combinent au ciment et font partie du produit final.

L'étape de cuisson évaluée ici permet d'utiliser les pneus comme combustible (valorisation énergétique) et le métal qu'ils contiennent comme source de fer (valorisation matière) participant à la réaction chimique nécessaire à la production du ciment. On suppose que la cimenterie peut traiter indifféremment des pneus entiers ou des broyats de pneu.

Le pneu remplace donc ici le bouquet de combustibles traditionnellement utilisé pour alimenter les cimenteries en Europe, majoritairement composé de lignite, de charbon et de coke de pétrole. L'acier qu'il contient remplace du minerai de fer. Pour la valorisation énergétique, les quantités des combustibles substitués sont calculées sur la base de la quantité d'énergie qu'ils produisent et en prenant en compte leur efficacité (ecoinvent v3.8), pour compenser la même quantité d'énergie produite par combustion d'un kilogramme de pneu avec une efficacité de 70 % (en cohérence avec les autres processus de valorisation énergétique). Pour la valorisation matière, la quantité de fer remplacée est égale à la quantité de fer que contient le pneu.

Les émissions du four rotatif sont d'une part piégées par les propriétés alcalines du ciment, et d'autre part traitées par les systèmes de contrôle des émissions déjà en place (électrofiltres, filtres en tissus...) (Vogt 2020 ; Beukering et Janssen 2001 ; Sienkiewicz et al. 2012). Les études trouvées dans la littérature quantifient les changements dans les émissions lors de la

combustion de pneu en cimenterie de manière différente : à partir de la composition chimique des intrants et de coefficients d'émissions (Vogt 2020), par mesure directe dans une cimenterie au nord de l'Espagne lorsque 15% des combustibles sont remplacés par du pneu (Castañón et al. 2021), par synthèse de différentes sources dans la littérature scientifique (Çankaya 2020)... Ces émissions sont très différentes selon la source considérée. Dans un souci de cohérence avec les autres processus de valorisation énergétiques, les émissions directes de la combustion du processus traditionnel sont modélisées en utilisant des processus de combustion de chaque combustible deecoinvent v3.8. Pour le processus dans lequel les pneus sont utilisés, seule la valeur du CO₂ a été remplacée par celle calculée par calcul stoechiométrique. On suppose que les autres émissions sont similaires à celles des combustibles traditionnels considérant que les fumées sont traitées de la même façon.

Pyrolyse (P6) Le procédé de pyrolyse est un procédé intermédiaire de transformation du pneu, ce sont ses produits qui sont par la suite valorisés. La pyrolyse consiste à chauffer les pneus entre 400°C et 800°C pour séparer ses composants. Les produits sont obtenus sous forme de gaz, de liquide (huile), de solide (charbon) et d'acier (sauf si ce dernier a été préalablement séparé du caoutchouc) (Williams 2013). Tous les produits de pyrolyse peuvent être valorisés, ce qui en fait un procédé intéressant. Le charbon peut être valorisé en noir de carbone, l'huile en carburant et le gaz est directement utilisé pour alimenter le processus lui-même en chaleur. Pour simplifier, dans ce projet de recherche, la pyrolyse désigne à la fois le procédé intermédiaire de transformation et la valorisation de ses produits.

La composition et la nature exactes des produits à la sortie de la pyrolyse dépendent fortement de la température et la vitesse de chauffage du processus, paramètres déterminés par le type de réacteur utilisé. Ici, on estime la pyrolyse permet de séparer le métal du reste des composants du pneu et transforme 10 % massiques des intrants restants en gaz, 50 % en liquide (huile) et 40 % en résidu solide (proportion traditionnellement obtenue). Le métal est supposé envoyé en aciérie (P4b) pour valorisation.

Ensuite, la partie gazeuse est supposée être totalement consommée par les besoins énergétiques du procédé lui-même. Mélangée à du diesel, la partie liquide est valorisée sous forme de carburant : comme l'huile pyrolitique et le diesel ont des pouvoirs calorifiques similaires (respectivement 44MJ/kg et environ 40MJ/kg), on suppose que 1kg de diesel donne la même quantité d'énergie que 1kg d'huile pyrolitique (Martínez et al. 2013). Enfin, la partie solide est valorisée en noir de carbone. Le traitement de transformation du résidu solide de pyrolyse en noir de carbone par retrait des cendres n'a pas été modélisé par manque de données. Considérant que le résidu solide est constitué à 10% massiques de cendres, il a été supposé que 90% du résidu solide était effectivement valorisé en noir de carbone (Williams 2013).

Valorisation en génie civil

Les voies considérées comme des voies de valorisation en génie civil sont celles où le pneu ou ses composants sont réutilisés pour construire des infrastructures. Ils remplacent alors des matériaux traditionnels de construction. Contrairement aux voies de valorisation énergétique où le produit est consommé pour en extraire l'énergie, les voies de valorisation matière et génie civil ne sont pas destructives. Les mêmes hypothèses ont été faites que pour la valorisation matière : le traitement de fin de vie ultime n'a donc pas été modélisé.

Construction et utilisation du pneu comme remblai (P9, P10 et P11) Les pneus en fin de vie ont un large éventail d'applications dans le domaine du génie civil (Grammelis et al. 2021). Cette gamme d'applications a été simplifiée en trois grandes catégories :

- Les applications où le pneu entier remplace le béton (mur de soutènement, stabilisateur de pente, bassins de rétention...).
- Les applications où le broyat de pneu remplace le gravier (culée de pont, bassins de rétention, bassins de filtration...)
- Les applications où la poudrette de pneu remplace le sable (sols équestres, route...)

Pour les trois types d'application, on suppose que la structure construite ou le matériau de remblai a la même durée de vie et fournit le même service, qu'il soit constitué de béton, de gravier, de sable ou de pneus.

Les taux de substitution sont basés sur ceux de la littérature (Clauzade et al. 2010). Les impacts environnementaux de la production des matériaux substitués proviennent deecoinvent v3.8.

3.2.4 Processus additionnels nécessaires à la modélisation

Certains processus ont été ajoutés afin de permettre aux flux de circuler comme souhaité dans le système. Aucun impact environnemental n'est associé à ces processus, ils permettent uniquement la bonne circulation des flux dans le système.

Par exemple, le processus de valorisation en cimenterie (P5) peut s'approvisionner en pneus entiers ou pneus broyés. Pour laisser la possibilité de choisir librement entre les deux types d'intrants, deux processus de conversion ont été créés qui transforment respectivement les pneus entiers et les pneus broyés en flux de « carburant pour cimenterie ». C'est ce flux qui entre dans le processus de valorisation en cimenterie (P5).

Un processus vers lequel les pneus non collectés sont envoyés a été créé pour pouvoir connaître facilement la quantité de pneus qui est perdue lors de la phase de collecte et de tri (PC2,

PC1a et PC1b).

3.2.5 Processus exclus de l'étude

Le recyclage des fibres textiles contenues dans le pneu a été exclu de cette étude, car d'une part, le textile constitue seulement 3% de la masse totale du pneu, ainsi, l'impact des choix de recyclage pour ces fibres a été estimé très faible comparé au recyclage des autres composants. D'autre part, les filières de recyclage du textile sont encore à l'état de projet de recherche. Aujourd'hui, le textile est majoritairement valorisé en combustion en cimenterie ou enfoui (Gigli, Landi et Germani 2019). Inclure ce recyclage aurait ajouté un niveau de complexité à l'étude qui n'aurait pas eu une grande influence sur les résultats. L'utilisation de granulat et de poudrette de pneu pour l'incorporer dans de l'asphalte est également exclue de cette étude, cette voie de valorisation étant davantage développée aux États-Unis qu'en Europe et donc peu mature sur le marché européen. A contrario, même si elle n'est pas déployée à échelle industrielle, la pyrolyse a été incluse dans l'étude en raison de l'intérêt qui lui est porté en Europe.

3.2.6 Calcul de contraintes

Plusieurs contraintes ont été identifiées qui limitent la quantité maximale de pneus entrant dans les voies de fin de vie.

Rechapage (PG) Bien que largement utilisé pour les pneus de camion, plusieurs aspects limitent son efficacité pour les pneus de véhicule tourisme.

D'une part, la diversité des dimensions des pneus de véhicule tourisme sur le marché (130 dimensions différentes couvrent 80% du marché en 2013) implique un ajustement du processus qui demande un investissement important. De plus, l'étiquetage des pneus suit des exigences strictes : elle doit présenter des indications semi-quantitatives sur la résistance au roulement, l'adhérence sur sol mouillé et le bruit (ETRMA s. d.) (figure 3.3). Ces performances dépendent de caractéristiques propres à chaque modèle de pneu (structure, motifs sur les bandes de roulement...) impliquant que chaque pneu rechapé devrait être testé pour obtenir ces informations, ce qui représenterait un coût trop important. Pour certains modèles, la différence de prix entre un pneu rechapé et un pneu neuf n'est pas assez importante pour convaincre les consommateurs, d'autant plus que les pneus rechapés souffrent d'une réputation injustifiée de mauvaise qualité et sécurité (Recytyre s. d.).

En conséquence, le rechapage des pneus de véhicule tourisme est très peu répandu. Par

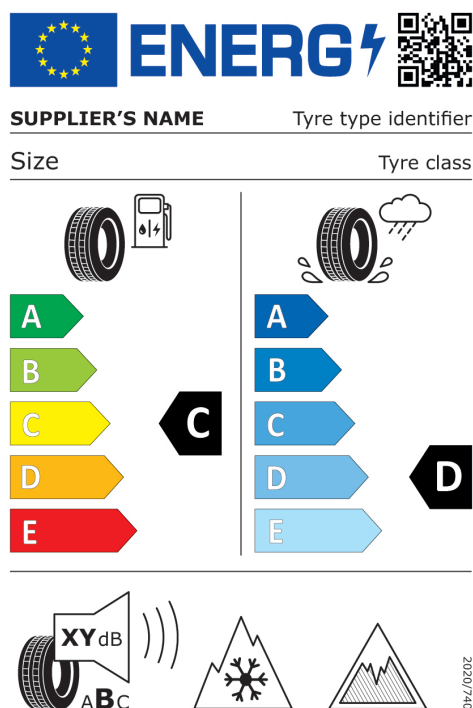


FIGURE 3.3 Exemple d'étiquette d'un pneu (ETRMA s. d.).

exemple, on estime à moins de 1% la proportion de pneus de véhicules tourisme rechapés en Belgique, ou encore 2% en Scandinavie (Recytyre s. d.).

Pour cette étude, il a été décidé de prendre en compte ces contraintes économiques en estimant que 5% maximum des pneus en fin de vie pouvaient être rechapés.

Pelouses synthétiques (P1) La Fédération Internationale de Football Association (FIFA) a homologué 3437 terrains synthétiques de sport en 2021 (Eunomia Research & Consulting Ltd 2021). On estime que la FIFA n'a certifié que 10 à 15% de l'ensemble des terrains synthétiques Européens (Vogt 2020). En considérant que 150 tonnes de pneus sont nécessaires par terrain synthétique, et qu'un terrain a une durée de vie de 10 ans (mêmes hypothèses que précédemment), on estime que 520 000 tonnes de pneus peuvent être traitées par an en production de terrain synthétique.

Objets moulés (P2) Il existe une immense variété d'objets en plastiques qui sont utilisés dans tous les secteurs de l'économie. La gomme du pneu ne peut cependant remplacer que les plastiques qui partagent ses propriétés mécaniques : les élastomères (ou caoutchouc). La principale propriété des élastomères est leur grande élasticité, c'est-à-dire leur capacité à

reprendre leur forme d'origine lorsque la contrainte qu'ils subissaient est retirée. Les polymères de cette famille sont également légers, résistants à la corrosion, isolants électriques...

Selon l'ETRMA, 2.8 millions de tonnes d'objets moulés en caoutchouc sont produits en Europe en 2019 (ETRMA 2019) et 65% de cette demande provient du secteur de l'automobile. Seulement, le pneu usagé ne peut pas être utilisé pour toutes les applications, car il ne respecte pas certaines normes européennes (par exemple, vêtements de sport, alimentation...).

On considère que le pneu usagé est donc intégré au mélange de caoutchouc vierge pour la production d'objets moulés et qu'on ne peut pas intégrer plus de 10% de pneu usagé dans ces applications : 280 000 tonnes de pneus peuvent être envoyées en production d'objets moulés.

Pneus neufs (P3) La quantité de poudrette incorporée dans la partie polymère du pneu ne peut pas dépasser un pourcentage de 15 % sans altérer les propriétés du produit final (Muggeo, Charbouillot et Debost 2022). Comme le système est à l'échelle de l'Europe, cette limite est modélisée en calculant 15 % de la masse de la partie polymère (qui représente 64 % en poids du pneu) de l'ensemble des pneus produits en Europe (5.1 millions de tonnes en 2019 (ETRMA 2019)), ce qui représente 489 600 tonnes de pneus.

Pyrolyse (P6)

La pyrolyse est un procédé qui est encore en développement en Europe. Martínez et al. (2013) ont identifié des barrières à son développement à l'échelle industrielle : tout d'abord, en 2013, la pyrolyse était classée comme une voie d'incinération, ce qui décourageait l'acceptation publique du procédé. De plus, la fraction solide des produits de pyrolyse ne trouvait pas de marché, et en général les produits de pyrolyse ne généraient pas de profit.

Cependant, cette voie de valorisation des déchets pneumatiques est prometteuse. Par exemple, le BlackCycle project est une initiative européenne en collaboration avec 13 acteurs industriels du secteur pneumatique qui vise à produire du noir de carbone de qualité comparable au noir de carbone vendu actuellement dans le commerce par pyrolyse de pneus usagés. Ce projet vise à augmenter les performances des pneus en économie circulaire et a pour objectif de valoriser un pneu sur deux de cette façon (BlackCycle project s. d.). Le projet est actuellement en cours.

À la connaissance de l'auteur, le processus de pyrolyse n'est pas encore déployé à l'échelle industrielle. Ainsi, il a été supposé que la pyrolyse n'était pas une option envisageable pour des quantités à traiter à l'échelle de l'Europe. La limite maximale a donc été fixée à 0.

3.3 Optimisation et mise au point de l'outil

Le développement d'un outil qui combine ACV et optimisation a constitué une partie essentielle du travail de recherche. Cette section décrit la structure mathématique de l'ACV, les principes généraux de l'optimisation, comment l'optimisation est liée à l'ACV dans le cadre de ce projet de recherche et comment l'outil fonctionne de manière conceptuelle, d'abord pour réaliser une optimisation mono-objectif, puis pour une optimisation multi-objectif. Excel, Python et Jupyter Notebook ont été utilisés pour le construire. Le code est disponible dans Github (accessible à l'adresse URL <https://github.com/LisaDuval/Optimization-European-end-of-life-tire-system-management>).

3.3.1 Analyse du cycle de vie et structure mathématique

En ACV, le cycle de vie est modélisé sous la forme d'un système de produit. Habituellement représenté visuellement sous forme d'un arbre des processus, ce système de produit est en fait un ensemble de relations qui sont définies entre des processus économiques. Ce système de produit peut donc être traduit sous la forme d'un système d'équations : pour chaque processus, une équation donne la quantité des flux économiques entrants pour produire la quantité des flux économiques sortants. De même, une seconde équation décrit la quantité de flux élémentaires consommés et émis correspondant à la production des flux économiques sortants. Généralement, tous les processus sont mis à l'échelle d'une unité produite du flux économique sortant principal (processus unitaire).

Comme le système est généralement de taille conséquente (plusieurs dizaines, centaines ou milliers d'équations et de variables), on le représente sous forme de matrice. La structure matricielle générale de l'ACV est donnée à l'équation 3.3 (Heijungs et Suh 2002). Dans la suite de la section, les matrices sont notées en lettres majuscules et en gras ; les vecteurs en lettre minuscule et en gras ; et les valeurs en lettre régulière.

$$\mathbf{A}\mathbf{s} = \mathbf{f}. \quad (3.3)$$

Avec \mathbf{A} la matrice technologique inversible de taille $nb_fluxeco \times nb_proc$ qui représente un système composé de nb_proc processus et $nb_fluxeco$ flux économiques, telle que chaque ligne correspond à un flux économique j et chaque colonne à un processus p . Comme \mathbf{A} est une matrice carrée, $nb_fluxeco = nb_proc = n$. Le coefficient a_{jp} donne la quantité de flux j consommée (signe négatif) ou produite (signe positif) par le processus p . Soit \mathbf{f} le vecteur de demande finale de taille $n \times 1$, contenant la quantité finale produite par le système (unité

fonctionnelle) représentée par un seul coefficient f_j différent de 0. La quantité de chaque flux économique nécessaire à la réalisation de l'unité fonctionnelle est donnée par le vecteur \mathbf{s} de taille $n \times 1$. Généralement, en ACV, la matrice \mathbf{A} et le vecteur \mathbf{f} sont connus, et on obtient le vecteur \mathbf{s} grâce à l'équation suivante.

$$\mathbf{s} = \mathbf{A}^{-1} \mathbf{f}. \quad (3.4)$$

On connaît alors la quantité de chaque flux économique nécessaire pour fournir l'unité fonctionnelle. Pour calculer les impacts environnementaux associés, on définit la matrice \mathbf{B} comme la matrice élémentaire de taille $nb_fluxelmt \times n$ contenant les $nb_fluxelmt$ flux élémentaires échangés entre chaque processus et l'environnement, telle que chaque ligne correspond à un flux élémentaire k , et chaque colonne à un processus p . Le coefficient b_{kp} représente la quantité du flux élémentaire k extraite (signe négatif) ou émise (signe positif) vers l'environnement par le processus p . La quantité finale de flux élémentaires échangés avec l'environnement est donnée par le vecteur \mathbf{g} , de taille $nb_fluxelmt \times 1$, obtenu par :

$$\mathbf{g} = \mathbf{B}\mathbf{s} = \mathbf{B}\mathbf{A}^{-1} \mathbf{f}. \quad (3.5)$$

Soit \mathbf{Q} la matrice de caractérisation de taille $nb_impact \times nb_fluxelmt$ reliant l'inventaire du cycle de vie aux impacts environnementaux, telle que chaque ligne correspond à un impact environnemental i et chaque colonne correspond à un flux élémentaire k . Le coefficient q_{ik} représente le coefficient de caractérisation du flux élémentaire k pour l'impact environnemental i . L'impact environnemental total du système mis à l'échelle pour obtenir l'unité fonctionnelle est donné par le vecteur \mathbf{h} de taille $nb_impact \times 1$:

$$\mathbf{h} = \mathbf{Q}\mathbf{g} = \mathbf{Q}\mathbf{B}\mathbf{s} = \mathbf{Q}\mathbf{B}\mathbf{A}^{-1} \mathbf{f}. \quad (3.6)$$

Dans cette étude, pour simplifier les calculs, les scores d'impact du berceau à la porte des processus d'arrière-plan et les scores d'impact de la porte à la porte des processus d'avant-plan sont précalculés et directement fournis au modèle d'optimisation. Soit \mathbf{E} la matrice de taille $nb_impact \times n$ contenant ces scores précalculés d'impact environnemental, telle que chaque ligne correspond à une catégorie d'impact environnemental i et chaque colonne correspond à un processus p . Le coefficient e_{ip} représente l'impact environnemental unitaire de la catégorie d'impact i (lignes) de chaque processus p (colonnes) avant la mise à l'échelle du système. Les

équations deviennent :

$$\begin{aligned} \mathbf{E} &= \mathbf{Q}\mathbf{B}, \\ \mathbf{h} &= \mathbf{E}\mathbf{s} = \mathbf{E}\mathbf{A}^{-1}\mathbf{f}. \end{aligned} \tag{3.7}$$

Du fait de la taille des matrices et de la quantité de données en jeu, ces équations sont généralement résolues par ordinateur, à l'aide de logiciels d'ACV dédiés (Brightway, OpenLCA, SimaPro...).

3.3.2 Optimisation mono-objectif

Principes généraux

Dans le cadre du problème posé dans ce projet de recherche, plusieurs technologies peuvent fournir ou absorber un même flux (plusieurs technologies de fin de vie peuvent traiter un pneu usagé). Dans ce cas, la matrice \mathbf{A} devient rectangulaire, avec davantage de processus p disponibles pour traiter un même flux i (Katelhön, Bardow et Suh 2016). La matrice \mathbf{A} est donc de taille $nb_fluxeco \times nb_proc$ avec $nb_fluxeco < nb_proc$. En termes mathématiques, on ajoute des variables au système d'équations : il y a donc plus d'équations que de variables, et le système devient indéfini. La solution n'est plus unique, mais une infinité de solutions peuvent résoudre le système. C'est ici que l'optimisation entre en jeu.

Trois éléments sont nécessaires à la définition d'un problème d'optimisation : une ou plusieurs fonction(s) objectif, des variables et des contraintes. Les fonctions objectif correspondent aux buts à atteindre. On cherche à minimiser (ou maximiser) leurs valeurs. Celles-ci dépendent des variables : ce sont des quantités inconnues qui vont être déterminées par optimisation afin de minimiser (ou maximiser) les fonctions objectif. Le nombre de variables indépendantes correspond au degré de liberté du problème. Enfin, les contraintes correspondent au cahier des charges fixé par l'utilisateur. Elles limitent l'espace des solutions à celles qui respectent le cahier des charges.

Dans le cadre de ce projet, pour une optimisation mono-objectif, on définit la fonction objectif comme la catégorie d'impact environnemental à minimiser, dont la valeur est donnée par $h_i(s)$. Comme $\mathbf{h} = \mathbf{E}\mathbf{s}$ (équation 3.7), $h_i(s) = \mathbf{e}_i\mathbf{s}$ avec \mathbf{e}_i vecteur ligne de \mathbf{E} correspondant à l'impact i . Les variables sont les facteurs de mise à l'échelle s_p , valeurs de \mathbf{s} qui sont les coefficients de mise à l'échelle des processus pour fournir l'unité fonctionnelle. Modifier ces valeurs permet de répartir la matière entre les différentes voies de fin de vie. Enfin, on fixe des contraintes sur ces facteurs de mise à l'échelle pour limiter la quantité qui peut être traitée par chaque voie de fin de vie. Ces contraintes sont sous la forme de bornes minimales lb_p

et maximales ub_p . Mathématiquement, le problème d'optimisation mono-objectif est défini comme suit :

Minimiser

$$h_i(s) = \mathbf{e}_i \mathbf{s}, \quad (3.8)$$

tel que

$$\begin{cases} \mathbf{A}\mathbf{s} = \mathbf{f}, \\ lb_p \leq s_p \leq ub_p \quad , p \in [1, nb_process]. \end{cases} \quad (3.9)$$

Lorsque le problème d'optimisation n'a qu'une seule fonction objectif, la solution optimale est définie comme l'ensemble des valeurs prises par les variables qui permettent de minimiser la fonction objectif. La définition de la solution optimale est plus complexe lorsqu'il y a plusieurs fonctions objectif : on parle alors d'optimisation multi-objectif (MOO) (détaillé dans la section 3.3.3).

Description de l'outil d'optimisation mono-objectif

L'outil fait le lien entre des fichiers que l'utilisateur doit fournir (fichiers sources), des fichiers destinés à stocker temporairement de l'information (fichiers temporaires) et génère des résultats formatés afin d'être facilement analysés (fichiers de sortie).

D'abord, l'utilisateur doit entrer les données de la collecte de donnée dans un fichier Excel (fichier utilisateur, désigné comme « user_file.xlsx » dans Github) sous forme de matrices : la matrice technologique (\mathbf{A}), le vecteur de demande finale (\mathbf{f}), la matrice d'impacts unitaires (\mathbf{E}), la matrice des contraintes (\mathbf{C}) et la matrice des phases (\mathbf{P}). Le diagramme suivant représente schématiquement la structure du fichier utilisateur pour un problème à nb_proc processus, $nb_fluxeco$ flux et $nb_impacts$ catégories d'impact.

La matrice \mathbf{A} correspond à la matrice technologique telle que définie dans les calculs matriciels de l'ACV devenue rectangulaire (voir section 3.3.1 et section 3.3.2) : chaque colonne représente un processus et chaque ligne représente un flux. Les processus d'avant plan sont placés dans la partie gauche de la matrice, et les processus d'arrière-plan à droite. Les impacts unitaires de ces processus sont obtenus de manière différente (détaillé ci-après).

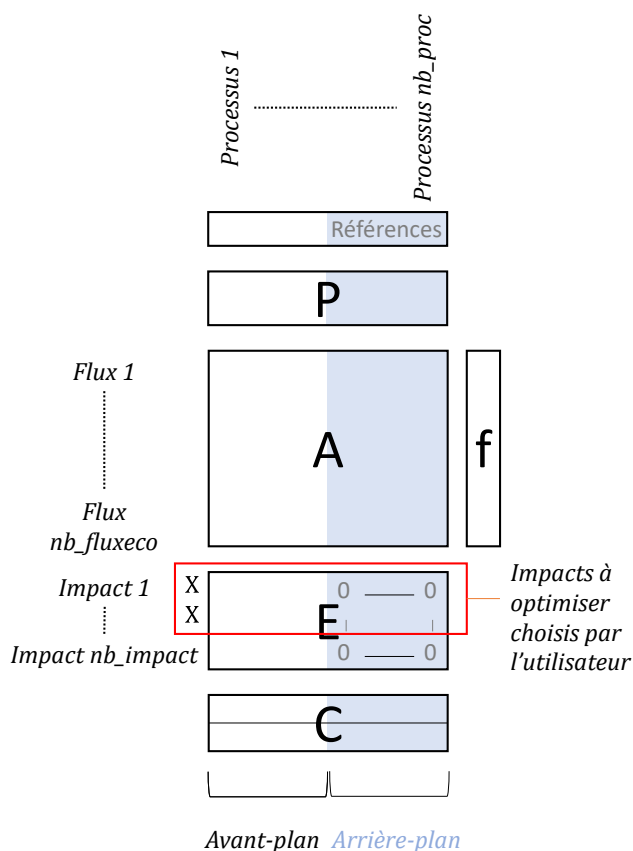


FIGURE 3.4 Schéma conceptuel de l'organisation des données dans le fichier utilisateur (fichier source).

Le vecteur \mathbf{f} correspond au vecteur de demande finale tel que défini dans les calculs matriciels de l'ACV (voir section 3.3.1). Il donne la valeur de tous les flux qui sortent du système de produit : la valeur choisie pour l'unité fonctionnelle, 0 pour tous les autres flux.

La matrice \mathbf{E} correspond à la matrice d'impacts unitaires telle que définie dans les calculs matriciels de l'ACV (voir section 3.3.1). Elle contient les impacts unitaires de la porte à la porte des processus d'avant-plan et est laissée vide pour les processus d'arrière-plan. Les impacts des processus d'avant-plan sont des impacts qui proviennent des émissions directes des processus d'avant-plan et doivent être précalculés individuellement pour chacun d'eux. Pour ce faire, ces processus ont été modélisées avec le logiciel Activity Browser en utilisant la base de données ecoinvent v3.8. Les impacts calculés de cette façon sont entrés par l'utilisateur dans la matrice \mathbf{E} du fichier utilisateur. Pour les processus d'arrière-plan, les impacts unitaires de tous les processus d'ecoinvent v3.8 sont calculés dans une étape préliminaire et disponibles

dans un autre fichier source (le fichier d'impacts, « `impact_file.xlsx` » dans Github, non publié pour des questions de licences de la base de donnée ecoinvent v3.8). Ils sont par la suite récupérés automatiquement par l'algorithme grâce à leurs références que l'utilisateur doit indiquer dans le fichier utilisateur, au-dessus des autres matrices.

La matrice de contraintes (**C**) contient des contraintes qui sont fixées sur les variables, c'est-à-dire les bornes inférieures et supérieures fixées par l'utilisateur pour chaque facteur de mise à l'échelle pour chaque processus. Même lorsqu'un processus n'est pas contraint, afin d'imposer le sens des flux, il convient d'imposer le signe du facteur de mise à l'échelle en fixant la borne inférieure ou supérieure à 0 selon que le processus doit être multiplié respectivement par un facteur de caractérisation positif ou négatif.

La matrice de phases (**P**) contient de l'information pour calculer la contribution de chaque phase du cycle de vie à l'impact final.

Enfin, l'utilisateur sélectionne les catégories d'impact qu'il souhaite minimiser en inscrivant un « X » au-devant des lignes correspondantes dans la matrice des impacts.

Une fois ce fichier prêt, l'algorithme peut être lancé. Ce dernier effectue les actions dans cet ordre :

1. Construction du fichier temporaire formaté :
 - (a) lecture de l'information dans le fichier utilisateur et identification des processus d'avant-plan et d'arrière-plan,
 - (b) recherche des impacts unitaires manquants pour les processus d'arrière-plan dans le fichier d'impacts,
 - (c) construction d'un second fichier Excel temporaire formaté pour être facilement lisible par la suite du programme.
2. Optimisation :
 - (a) lecture des variables nécessaires pour l'optimisation dans le fichier temporaire,
 - (b) optimisation avec la fonction `optimize.linprog` du module `scipy` (SciPy s. d.).
3. Mise en forme des résultats :
 - (a) calcul des impacts environnementaux (valeurs totales et valeurs par phase du cycle de vie) de la répartition obtenue,
 - (b) stockage du nom du scénario, du nom de l'impact optimisé, de la répartition obtenue (vecteur **s** de mise à l'échelle) et des impacts environnementaux dans une variable formatée,

- (c) sauvegarde de la variable dans les fichiers de sortie sur l'ordinateur en format .pickle (format permettant de stocker directement des variables python).

Le schéma suivant (figure 3.5) illustre le fonctionnement de l'algorithme d'optimisation lorsqu'une optimisation mono-objectif est effectuée.

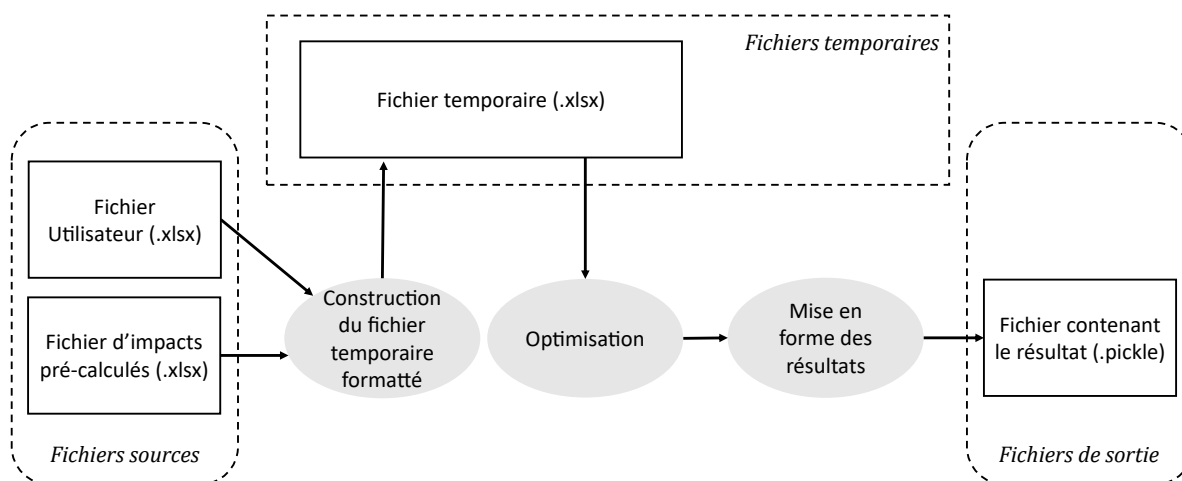


FIGURE 3.5 Schéma conceptuel du fonctionnement de l'algorithme d'optimisation mono-objectif.

3.3.3 Optimisation multi-objectif

Principes généraux de l'optimisation multi-objectif

Il arrive que l'on veuille minimiser ou maximiser plusieurs objectifs simultanément. Dans ce cas, le problème comporte plus d'une fonction-objectif. Ces problèmes sont définis comme des problèmes d'optimisation multi-objectif (MOO).

S'il n'y a pas d'ordre d'importance prédéterminé pour les objectifs à atteindre, c'est-à-dire que tous les objectifs sont considérés ayant le même niveau d'importance, le concept de solution optimale est plus complexe que pour un problème avec un objectif unique. Par exemple, dans un problème avec deux fonctions objectif, une solution peut minimiser la première sans nécessairement minimiser la seconde, et vice-versa. Une autre solution pourrait être un bon compromis entre les deux objectifs, sans en minimiser aucun.

Le concept le plus utilisé en MOO est l'optimalité au sens de Pareto. On définit une solution dite optimum de Pareto s'il n'existe aucune autre solution qui permette de réduire la valeur

d’au moins une fonction objectif sans faire augmenter la valeur d’une autre. Le but de l’optimisation multi-objectif est d’obtenir l’ensemble des solutions optimales de Pareto, appelé « ensemble Pareto optimal », qui correspond à un ensemble de valeurs de fonctions objectifs appelé « front de Pareto » (Arora 2012). Plusieurs méthodes existent pour y parvenir. Dans la suite de cette section, seule la méthode d’optimisation choisie pour le projet de recherche est détaillée : la méthode de la somme pondérée.

Cette méthode consiste à transformer le problème multi-objectif en un problème avec une seule fonction objectif, en faisant la somme pondérée des fonctions objectif du problème initial Arora (2012). Avec un problème d’optimisation à n fonctions objectif f_i , on définit $\Phi(x)$ tel que :

$$\Phi(x) = \sum_{i=1}^n w_i f_i^{norm}(x). \quad (3.10)$$

Les poids w_i qui sont fixés arbitrairement par l’utilisateur reflètent l’importance de chaque fonction objectif par rapport aux autres. Généralement, ces poids sont fixés tels que $\forall i \in \{1, \dots, n\}, w_i \in [0, 1]$ et $\sum_{i=1}^n w_i = 1$.

Comme les valeurs des fonctions objectif peuvent être très différentes (différentes unités, différents ordres de grandeur...), il est nécessaire de les normaliser pour pouvoir les comparer et les sommer. La normalisation traditionnelle de la littérature est définie comme suit :

$$f_i^{norm}(x) = \frac{f_i(x) - f_i^{min}}{f_i^{max} - f_i^{min}}. \quad (3.11)$$

Avec f_i^{max} la valeur maximale de f_i dans l’espace de solution et f_i^{min} la valeur minimale de f_i dans l’espace de solution.

La valeur f_i^{min} est la valeur de f_i lorsque le problème est optimisé comme si elle était l’unique fonction objectif. La valeur f_i^{max} est approximée par la valeur maximale de f_i parmi les valeurs de f_i atteinte lorsqu’on optimise par rapport à chacune des autres fonctions objectif. L’ensemble Pareto optimal est obtenu en faisant varier les combinaisons de poids pour parcourir l’ensemble de l’espace des solutions.

Description de l’outil d’optimisation multi-objectif

Dans ce projet de recherche, on cherche à minimiser 4 catégories d’impact (voir section 4.2.1). C’est donc un problème d’optimisation multi-objectif. Le programme décrit en section 3.3.2 ne fonctionne qu’avec une unique fonction objectif. Or, la méthode de la somme pondérée

permet de transformer le problème multi-objectif en problème mono-objectif, et ainsi d'utiliser le même programme. Le problème d'optimisation multi-objectif est défini comme suit avec les notations précédentes :

$$\Phi(s) = \sum_{i=0}^{nb_impact} w_i h_i^{norm}(s). \quad (3.12)$$

Appliquer la formule de normalisation classique (équation 3.11) n'est cependant pas aisé ici. La fonction d'optimisation utilisée dans l'algorithme prend en entrée le vecteur \mathbf{e}_i , c'est-à-dire les impacts unitaires de chaque processus. Il faut donc appliquer cette formule non pas aux fonctions objectif initiales h_i mais à chaque valeur de \mathbf{e}_i . Malheureusement, il n'est pas possible de distribuer la formule traditionnelle de normalisation (équation 3.11). L'équation 3.13 développe cette formule.

$$h_i^{norm}(s) = \frac{h_i(s) - h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} = \frac{h_i(s)}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} - \frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}. \quad (3.13)$$

Définie ainsi, il n'est pas possible de distribuer la normalisation pour chaque valeur de \mathbf{e}_{ip} .

$$\begin{aligned} \Phi(s) &= \sum_{i=1}^{nb_impact} w_i h_i^{norm}(s) \\ &= \sum_{i=1}^{nb_impact} w_i \frac{h_i(s) - h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} \\ &= \sum_{i=1}^{nb_impact} \left(w_i \frac{h_i(s)}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} - w_i \frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} \right) \\ &= \sum_{i=1}^{nb_impact} \left(w_i \frac{\sum_{p=1}^{nb_proc} e_{ip} s_p}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} - w_i \frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} \right) \end{aligned}$$

Ainsi, la formule de normalisation traditionnelle est modifiée en supprimant la constante $\frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}$ de sorte à obtenir une expression factorisée par rapport à chaque valeur de \mathbf{e}_i . On définit alors :

$$h_i^{norm'}(s) = \frac{h_i(s)}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}. \quad (3.14)$$

Ainsi, il devient possible de factoriser par rapport à e_{ip} :

$$\begin{aligned}
\Phi(s) &= \sum_{i=1}^{nb_impact} w_i h_i^{norm}(s), \\
&= \sum_{i=1}^{nb_impact} w_i \frac{h_i(s)}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}, \\
&= \sum_{i=1}^{nb_impact} w_i \frac{\sum_{p=1}^{nb_proc} e_{ip} s_p}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}, \\
&= \sum_{i=1}^{nb_impact} \sum_{p=1}^{nb_proc} \frac{w_i s_p}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} \times e_{ip}.
\end{aligned}$$

Cette nouvelle formule de normalisation rend la méthode de la somme pondérée compatible avec le programme conçu pour l'optimisation mono-objectif sans modifier la valeur de l'intervalle entre la valeur la plus haute et la valeur la plus basse atteignable dans l'espace des solutions. Cependant, sans la constante, les valeurs des fonctions normalisées n'ont plus de sens et ne peuvent pas être comparées entre elles.

En effet, pour la formule traditionnelle de normalisation (équation 3.11), l'écart entre ces valeurs vaut 1, et la valeur minimale est 0 et la valeur maximale est 1.

$$h_i^{norm}(s) \in \left[\frac{h_i^{\min} - h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} = 0; \frac{h_i^{\max} - h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} = 1 \right].$$

Taille de l'intervalle des valeurs prises :

$$1 - 0 = 1.$$

Pour la formule de normalisation modifiée (équation 3.14), l'écart entre ces valeurs vaut toujours 1, mais la valeur minimale peut être différente de 0 et la valeur maximale différente de 1.

$$h_i^{norm}(s) \in \left[\frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}}; \frac{h_i^{\max}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} \right].$$

Taille de l'intervalle des valeurs prises :

$$\frac{h_i^{\max}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} - \frac{h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} = \frac{h_i^{\max} h_i^{\min}}{h_i^{\max} - h_i^{\min}} = 1.$$

Finalement, le problème d'optimisation multi-objectif est défini comme suit :

Minimiser

$$\Phi(s) = \sum_{i=0}^{nb_impact} w_i h_i^{norm'}(s) \quad (3.15)$$

tel que

$$\begin{cases} \mathbf{A}\mathbf{s} = \mathbf{f} \\ lb_p \leq s_p \leq ub_p \quad \text{for } p \in [1, nb_proc] \end{cases} \quad (3.16)$$

et

$$\begin{cases} w_i > 0 \\ \sum_{i=1}^{nb_impacts} w_i = 1. \end{cases} \quad (3.17)$$

Afin d'explorer l'ensemble des pondérations possibles, l'ensemble des combinaisons de poids w_i utilisant les valeurs 0, 0.25, 0.5, 0.75 et 1 sont essayées. On obtient un scénario optimisé pour chaque combinaison de poids testée. L'ensemble des résultats obtenus sont stockés dans les fichiers de sortie du programme. Le schéma suivant illustre le fonctionnement de l'algorithme d'optimisation lorsqu'une optimisation multi-objectif avec la méthode de la somme pondérée est effectuée.

Le fonctionnement de l'algorithme est très similaire que celui détaillé pour l'optimisation mono-objectif (section 3.3.2), en ajoutant une étape pour le calcul de la nouvelle fonction objectif construite avec la méthode de la somme pondérée. Comme plusieurs combinaisons de poids sont testées successivement, les étapes d'optimisation, de mise en forme des résultats et de stockage des résultats dans les fichiers de sortie se répètent successivement. Le schéma suivant (figure 3.6) illustre le fonctionnement de l'algorithme d'optimisation lorsqu'une optimisation multi-objectif est effectuée.

3.3.4 Exploitation des résultats

La génération des scénarios optimisés est détachée de leur interprétation : en effet, il est souhaité que le décideur choisisse les scénarios qu'il préfère en fonction de leurs performances environnementales plutôt qu'en fonction des combinaisons de poids utilisées pour les obtenir. Lorsqu'un scénario de répartition est obtenu plusieurs fois (c'est-à-dire qu'il est obtenu en testant plusieurs combinaisons de poids différentes), il n'est montré qu'une fois dans les résultats. Ainsi, les résultats obtenus montrent l'ensemble des scénarios différents ayant été

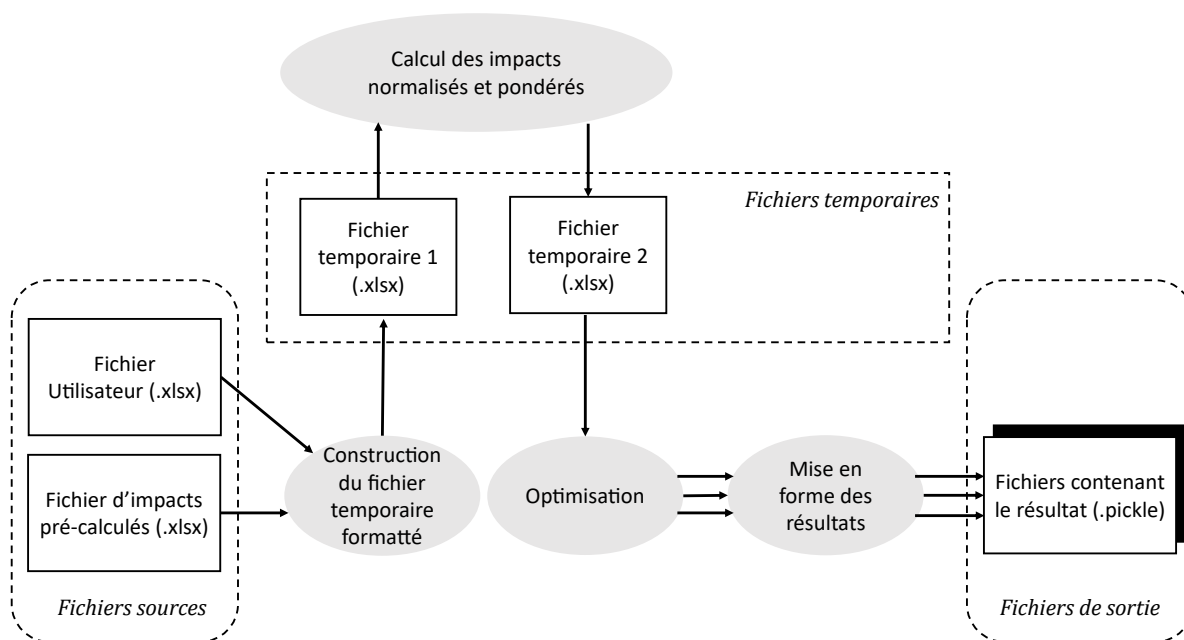


FIGURE 3.6 Schéma conceptuel du fonctionnement de l'algorithme d'optimisation multi-objectif.

identifiés comme optimaux pour au moins une combinaison de poids testée.

Une fois que l'optimisation est terminée, les résultats sont obtenus sous la forme de listes de valeurs ou de tableaux de valeurs, stockés dans les fichiers de sortie. D'autres programmes sont écrits pour transformer les données stockées dans les fichiers de sortie en graphique qui montrent notamment pour chaque scénario la répartition des pneus dans les voies de fin de vie et l'impact environnemental associé. Ces programmes utilisent des fonctions plus conventionnelles de génération de graphiques et ne sont pas détaillés davantage.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: OPTIMIZATION OF THE END-OF-LIFE TIRE REPARTITION WITHIN THE EUROPEAN TREATMENT SYSTEM TO MINIMIZE ITS ENVIRONMENTAL IMPACTS

Lisa Duval¹, Guillaume Majeau-Bettez², François Saunier², François Maréchal³, Manuele Margni⁴

Journal of Industrial Ecology - March 22 2023

Institutions 1. Department of Mathematics and Industrial Engineering, CIRAI, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Quebec, Canada

2. Department of Chemical Engineering, CIRAI, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Quebec, Canada

3. Industrial Process and Energy Systems Engineering, Swiss Federal Institute of Technology in Lausanne, Switzerland

4. Department of Mathematics and Industrial Engineering, CIRAI, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Quebec, Canada ; Haute École spécialisée de Suisse occidentale (HES-SO), Delémont, Suisse

Article type Closed loop systems/re-use of waste, life-cycle assessment (LCA)

Corresponding Author Lisa Duval, Department of Mathematics and Industrial Engineering (CIRAI), Polytechnique Montreal, Montreal, Canada. Email : lisa.duval@polymtl.ca

Conflict of Interest Statement The authors declare no conflict of interest.

Data Availability Statement The data that supports the findings of this study are available in the supporting information of this article.

Keywords tire waste management, life cycle assessment (LCA), optimization, circular economy, industrial ecology.

Abstract

This study contrasts two different approaches to inform European-scale decision-making to mitigate the environmental impacts of the end-of-life tires (ELT) management system. The first analysis is a traditional life cycle assessment (LCA) that compares the environmental performances of the twelve main available European end-of-life (EOL) technologies in ELT processing while restricting the boundaries to the EOL stage. The second analysis has a broader scope, addressing the optimization of the ELT distribution within the twelve considered pathways to minimize the environmental impacts of the total tire use in Europe under present capacity and constraints. The results of the traditional LCA show that, except for landfill, all the tested end-of-life routes present environmental benefits. Material recovery pathways bring the most environmental credits, whereas civil engineering pathways are the least promising. The LCA results that emerged from the optimization of ELT management technologies yield two optimal technological mixes that maximize the quantity of ELT recycled in molded objects production : such results represent a hypothetical case with no constraints. When considering constraints, i.e. limitations on maximum quantities of ELT that can undergo retreading, pyrolysis or recycling in synthetic turfs, in molded objects and in production, the number of optimal technology mixes increases to five. The type of technologies favored depends on the minimized impact categories (climate change, fossil and nuclear energy use, human health, ecosystem quality). A comparison between constrained and unconstrained scenarios shows that achieving the best environmental performances is conditional to the accessibility of the EOL technologies as well as their individual environmental impacts.

4.1 Introduction

The private car is the main means of transport in Europe, where registration rates have surpassed one car per two inhabitants (Eurostat 2021). As a result, more than 3.5 million tons of end-of-life tires (ELT) have been generated in 2019 according to the European Tyre and Rubber Manufacturers Association (ETRMA), a number that will continue to increase (ETRMA 2021 ; Khalili et al. 2019). Besides, over time, the search for performance has led tire-producing firms to increase the complexity of their product. A modern tire is a highly engineered complex composite made from more than 200 different components that can be divided into three main constituents : a metal structure, a reinforcing textile layer, and an external polymer layer based on rubber (Michelin 2022). The quantity and complexity of tires have made ELT management a technological, economic, and environmental challenge.

4.1.1 ELT management in Europe : current practices

Tire stockpiles provide a habitat for pests and pose a fire hazard, possibly liberating noxious pollutants threatening surrounding populations (Downard et al. 2015 ; Valentini et Pegoretti 2022 ; Singh et al. 2015). Buried in landfills, the tires occupy a vast volume of land and tend to “resurface”, breaking the landfill’s upper layers (Fiksel et al. 2011). In addition, when manufactured, the rubber part of the tire undergoes an irreversible vulcanization process in which sulfur is added to the polymer blend to create crosslinks between the polymer chains. This procedure hardens the rubber but prevents its remelting for further application and makes it a non-biodegradable product (Grammelis et al. 2021 ; Sienkiewicz et al. 2012). Therefore, the European Union has banned the landfilling of tires (Council of European Union 1999b) and set a general “waste hierarchy” with the Waste Framework Directive to guide European management policies to prioritize treatment methods in the following order : waste prevention, reuse, recycling, recovery and disposal (European Parliament and Council of European Union 2008).

Driven by legal adjustments, other treatment options have been developed. Initially, the tire’s lifespan can be extended by retreading, a process that consists in replacing the tire thread, which has been abraded by the use stage, while keeping the old structure (Lebreton et Tuma 2006). Discarded tires follow different recovery routes. In this study, these routes are grouped into three main categories defined as follows. Material recovery routes consist in reusing elements from the tire, by preserving the properties of the substituted material. The metal part and the rubber part are usually separated in the first steps of the treatment process to be used as, for example, a steel scrap substitute in electric steel factories, a virgin polymer replacement or a polymer blend additive (Karger-Kocsis, Mészáros et Bárány 2013). Second, energy recovery routes intend to reclaim the embodied energy in the tire by using it as a fuel, commonly referred to as Tire Derived Fuel (TDF) in literature. The high calorific value of the tire, around 32 MJ/kg, is equal to or higher than the calorific value of traditional fossil fuels, which makes it a competitive combustible for a wide range of applications (Rowhani et Rainey 2016 ; Valentini et Pegoretti 2022). Third, civil engineering routes aim to reuse the structural properties of the tire or, alternatively, use it as a filling material. There is a wide variety of civil engineering applications for whole, shredded and/or powdered rubber, from retaining walls to wearing courses (Grammelis et al. 2021 ; Mohajerani et al. 2020).

Some recovery pathways belong to multiple categories in this classification, such as pyrolysis and treatment in cement works. Pyrolysis itself is considered an intermediate process where the components of the tire are separated by thermal degradation, at temperatures around 500°C. The products are obtained in gaseous, liquid (pyrolytic oil) and solid (pyrolytic char)

form and can be further valorized as fuel (energy recovery) or carbon black (material recovery) (Williams 2013). In cement factories, tires are used as fuel in rotary kilns (energy recovery) and as iron providers (material recovery) (Vogt 2020).

None of the current management models developed in Europe (Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021; ETRMA 2022) impose any established repartition of tires in the available end-of-life (EOL) routes. Nowadays, in Europe, more than half of ELT are sent to be consumed in cement kilns (ETRMA 2021). Without legal incentives based on environmental concerns, European tire repartition is driven by economic interests.

4.1.2 Life cycle assessment of tire waste management

Being able to quantify environmental impacts is essential for providing decision makers with the necessary information in order to mitigate environmental problems. Life Cycle Assessment (LCA) is a standard methodology, defined by the norms ISO 14040 and ISO 14044 (Finkbeiner et al. 2006), that is able to quantify the environmental impacts for a product or a service. The strength of LCA is that it considers the whole life cycle of the product, from raw material production to EOL management, and that it assesses a broad variety of impact categories, including climate change, resource use, human health and ecosystem quality. These abilities allow users to establish an environmental profile of the study's subject and to capture potential environmental impact shifting (Finnveden et al. 2009). Due to the challenges raised by ELT management, the field has attracted much attention during the past years (Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021), and LCA has been widely used to assess environmental impacts of tire waste management in literature (Dong et al. 2021).

However, most of the existing LCAs are conducted in very specific contexts and only consider a few EOL routes. For example, Feraldi et al. (2013) compared two EOL pathways in a US context, virgin synthetic rubber substitution and use of scrap tires in cement plants. Two EOL pathways were also compared by Vogt (2020), tire use as a fuel in cement plants and as a replacement of several polymers for synthetic football field infill production. Several studies focused on pyrolysis at the pre-industrial testing stage (Banar 2015; Buadit et al. 2020; Wu et al. 2021). To the extent of the author's knowledge, there are two LCA studies that comprehensively addressed the main EOL routes for tires including civil engineering, energy recovery and material recycling routes : the one conducted by Fiksel et al. (2011) in the US context, and the one produced by Clauzade et al. (2010) in Europe.

In addition, existing LCAs of ELT management generally build on a narrow scope of study, thereby failing to provide a global overview for large-scale decision-making and biasing the assessment of the EOL management when not considering the system at scale. First, reducing

the scope of the study to the EOL stage excludes possible loops from the circular economy perspective. For example, although retreading is considered part of the re-use processes prioritized by the European Waste Hierarchy, it is rarely assessed in ELT LCA studies because it does not strictly correspond to the definition of an EOL process (Dabic-Miletic, Simic et Karagoz 2021 ; Dong et al. 2021). This discrepancy arises because in LCAs, EOL processes are typically compared with a mass-based functional unit (treating 1 kg of ELT) that cannot describe the functionality of extending a tire's lifetime (i.e., driving an additional distance). Moreover, some LCA studies on ELT tend to disregard the effects shifted to other life cycle stages. For instance, retreaded tires have an influence on the use stage : their higher rolling resistance increases fuel consumption (Lonca, Muggéo et al. 2018). The effects that one stage of the life cycle can have on another must be considered from cradle to grave, even if the study is more focused on the end of life. Therefore the choice of system boundaries shall go beyond the EOL processes only, and the choice of functional unit, usually narrowly focused on the management/treatment of a given mass of ELT, shall be defined in order to include the service of the product itself.

Second, LCAs typically describe the direct and indirect impacts of a technology as inventoried at a specific scale, and results cannot be generalized for broader deployment. The interpretation of LCA results building on "small scale" analysis could be problematic to make large-scale decisions, because (i) it simplistically generalizes results obtained with data from a specific technology that does not necessarily represent the average, and (ii) it disregards physical, technological and economic constraints that can restrict the deployment of a given technology or affect its environmental performance. Not taking into account such constraints limits the enforceability of LCA results for large-scale decision-making.

The general approach of comparative LCA consists in defining a priori a restricted number of scenarios to be compared based on expert judgments. Typically, these scenarios consist of one technology that is compared to another or a mix of technologies, where the share of each one is determined prior to the analysis. It's likely that such scenarios do not match with optimal solutions, especially in complex systems (Ekvall et al. 2007). Since 1998 (Adisa Azapagic et Roland Clift 1998 ; A. Azapagic et R. Clift 1999), LCA and input-output (IO) practitioners have used an optimization approach for a broad range of applications, such as waste management (Kondo et Nakamura 2005), energy (Saner et al. 2014), transport (Hung et al. 2022), biofuels (Wietschel et al. 2021), biorefinery technologies (Budzinski et al. 2019) and many others. The method has demonstrated its ability to quickly, explicitly, efficiently and autonomously provide the optimal technological combination by exploring the whole solution space. Furthermore, it enables the user to define constraints within the optimization problem, thereby limiting the theoretically possible solutions to those that are feasible. In comparison,

such constraints may not easily be integrated when defining the compared scenarios a priori.

This research project therefore aims to meet three objectives : The first one is to identify optimal scenarios to manage ELT in Europe using the main available technologies to minimize the overall environmental impacts. The second one is to evaluate the consequences of extending the traditional perspective in LCA of waste management systems by (i) encompassing all the life cycle stages, (ii) addressing material flows and competition across industrial sectors and involved actors, and (iii) taking into account physical and market constraints at a system level (European market). The third one is to illustrate the strengths of linear programming applied to LCA compared to the classical approach of scenario comparison. This analysis is not a long-term one but intends to guide short-term decision-making by capturing a snapshot of the actual European tire waste management system.

To achieve the above objectives, two distinct analyses will be performed to identify optimal scenarios to manage ELT in Europe based on the same data set. The first one is a traditional comparative LCA of the main existing European EOL routes with a mass-based functional unit, without considering the upstream processes before the EOL stage. The second LCA expands the scope of analysis by including all the life cycle stages of a tire with a distance-based functional unit, which reflects the service provided by the annual quantity of tires used at the European scale. Moreover, instead of pre-defining scenarios to be compared, we apply multi-objective optimization to identify the optimal mix of technologies under given physical and market constraints. The strengths and limitations of these two approaches are further compared.

4.2 Methods

4.2.1 A1 : Comparison of the European end-of-life tire treatment pathways

Goal and scope

For the first analysis, the functional unit (FU) is defined as *treating 1 kg of ELT in Europe in 2022*. Tire waste is therefore considered burden free when entering the EOL stage. Each EOL pathway modelled is multifunctional : it provides a valuable energy or material output in addition to treating tire waste. By applying the system boundary expansion method, environmental credit was accounted where production of the equivalent amount of material, fuel or energy was avoided. Twelve EOL pathways, which are considered the most common and promising technologies (Sienkiewicz et al. 2012; Clauzade et al. 2010), are assessed in the study. These latter are described in Table 4.1. Collection and sorting, shredding, granulation and pulverization are considered for each EOL pathway. The process

trees corresponding to each assessed scenario are available in supporting information *supporting_information_process_trees*. Retreading is out of the scope of this first analysis because it intervenes before the EOL treatment stage.

TABLEAU 4.1 Category, main substitution and emission hypothesis of the EOL processes assessed, expressed in difference between the tire-based process and the traditional one.

Category	Tire-based input material replacing the traditional ones	Emissions from tire-based processes replacing the traditional ones
<i>P0 : Landfill</i>		
Disposal	1kg whole tire is landfilled	Direct emissions from landfill of inert waste
<i>P1 : Synthetic turf</i>		
Material recovery	1kg rubber crumb replaces 0.51kg EPDM	Same emissions
<i>P2 : Molded objects</i>		
Material recovery	1kg rubber powder replaces 1kg EPDM	Same emissions
<i>P3 : Recycling in production</i>		
Material recovery	1kg rubber powder replaces 0.41kg natural rubber, 0.28kg synthetic rubber (SBR), 0.31kg carbon black	Same emissions
<i>P4a : Steel works</i>		
Material recovery	1kg shredded tire replaces 0.59kg coal, 0.18kg scrap metal	Same emissions
<i>P4b : Steel works</i>		
Material recovery	1kg scrap metal from tire replaces 1kg scrap metal	Same emissions
<i>P5 : Cement kilns</i>		
Material recovery	1kg whole or shredded tire replaces 0.16kg iron ore, 0.28kg hard coal, 0.95kg lignite, 0.11kg petroleum coke	Emissions from fuel mix combustion corrected with CO2 value calculated from tire composition replace emissions from fuel mix
Energy recovery		
<i>P6 : Pyrolysis</i>		
Material recovery	1kg shredded tire produces 0.30kg carbon black, 0.18kg steel scrap, 0.41kg diesel	Direct emissions from pyrolysis
Energy recovery		
<i>P7 : Urban heating</i>		
Energy recovery	1kg shredded tire replaces 0.33kg natural gaz, 0.20kg hard coal, 0.18 wood pellets, 0.07kg heavy fuel	Emissions from rubber burning in municipal incineration corrected with CO2 value calculated from tire composition replace emissions from fuel mix combustion
<i>P8 : Waste to energy</i>		
Energy recovery	1kg shredded tire replaces 2.67 kWh electricity, 0.16MJ heat from European mix	Emissions from rubber burning in municipal incineration corrected with CO2 value calculated from tire composition replace emissions from European electricity and heat production
<i>P9 : Retaining structures</i>		
Civil engineering	1kg whole tire replaces 1.95kg concrete blocks	Same emissions
<i>P10 : Civil engineering infill</i>		
Civil engineering	1kg shredded tire replaces 6kg gravel	Same emissions
<i>P11 : Thin civil engineering infill</i>		
Civil engineering	1kg rubber powder replaces 13.2kg sand	Same emissions

Data collection

The data is taken from scientific literature, grey literature, industrial data (provided by Michelin, the European main tire manufacturer) and from the Ecoinvent v3.8 database (Wernet et al. 2016). The dataset is provided in supporting information *supporting_information_dataset*. It was built following several steps to ensure coherence : 1) selection according to geographical, time and technology representativeness of the data sources, 2) scaling and unit conversion and 3) harmonization, i.e when possible, the same parameters, hypothesis and calculation methods where used for similar processes. The tire composition is provided by Michelin and represents the composition of an average passenger car tire calculated from the tire model's composition and the share of the corresponding sales volumes in Europe. Data used for raw material production is mainly provided by Quantis within the Tire Industry Project (TIP) and Michelin.

In material recovery and civil engineering EOL pathways, the tire replaces the production of another virgin material that fulfills the same function (lifespan and quality are parameters for substitution rate calculation). Potential differences between the EOL of the substituted materials and the tire-derived substituting materials were ignored. In other words, we assumed that the ultimate end of life of tire based outputs is not included in the study, considering that their ultimate EOL treatment is similar to that of the output replaced and that it hence have a similar impact. More difficulty was encountered in energy recovery data collection because the tire combustion induces not only an avoided production of fuel but also a change in emissions that is poorly documented in the literature (Clauzade et al. 2010). For the tire-based energy recovery processes, the quantities of fossil and biogenic carbon dioxide (CO_2) emissions were modelled based on a stoichiometric carbon balance assuming a full oxidation. The carbon content of the tire was estimated based on the tire composition and the chemical formula of the listed components with the carbon content of natural rubber considered as biogenic carbon.

Impact assessment method

Two midpoint indicators, Climate Change short-term (CC) and Fossil and Nuclear Energy Use (FNEU), and two damage indicators, Ecosystem Quality (EQ) and Human Health (HH) from the ImpactWorld+ impact assessment method (Bulle et al. 2019), were selected to provide a comprehensive environmental impact profile. In this study, HH and EQ do not include the contribution of climate change to ensure that the selected indicators are independent of each other. Water availability contributions are also removed from HH and EQ since the software does not include default regionalization of water flows.

Mathematical structure

The matrix representation of the model is based on the traditional LCA equation described by Heijungs et Suh (2002) :

$$\mathbf{s} = \mathbf{A}^{-1}\mathbf{f}, \quad (4.1)$$

where \mathbf{s} is the scaling vector containing the scaling factor of each process in the system; \mathbf{A} , also defined as the technology matrix, is a square matrix containing all the exchanges of economic flows (rows) between the processes (columns) and \mathbf{f} is the final demand vector that contains the FU. The total environmental impact scores of the system are obtained by multiplying the impact factors per unit of elementary flow that each process produces by the

corresponding scaling factor computed to fulfill the functional unit :

$$\mathbf{h} = \mathbf{QBs} = \mathbf{QBA}^{-1}\mathbf{f}, \quad (4.2)$$

where \mathbf{h} is a vector containing the final impacts scores of the product system delivering the FU, \mathbf{Q} is the characterization matrix that contains the characterization factors linking the elementary flows (columns) to the corresponding impact factors (rows), and \mathbf{B} is the elementary flow matrix containing the elementary flows (rows) directly consumed or emitted by each process (columns) before scaling.

In this study, to simplify the calculations, the cradle-to-gate impact scores of background processes and the gate-to-gate impact scores from foreground processes are pre-calculated and directly supplied to the optimization model. Let \mathbf{E} be a matrix containing the environmental impact scores (lines) of each process (columns) before scaling. The equations become :

$$\begin{aligned} \mathbf{E} &= \mathbf{QB}, \\ \mathbf{h} &= \mathbf{Es} = \mathbf{EA}^{-1}\mathbf{f}. \end{aligned} \quad (4.3)$$

All impact assessment calculations were made with Brightway (Mutel 2017) using the Activity Browser interface (Steubing et al. 2020).

4.2.2 A2 : Optimization of the European tire waste management system

This second analysis is based on the same dataset as A1, and the same impact assessment method is used.

Modification of the scope of the study

The functional unit is modified as follows : *1.3E13 km travelled in Europe in 2022*, reflecting the total distance travelled in Europe as if it were travelled by one tire. The system boundaries are consequently extended to encompass raw material production, tire production, retreading and the use stage of both new and retreaded tires. The flow diagram is available in Figure 4.1 where life cycle stages are represented by different colours. The "Production" stage includes the cradle-to-gate production process, covering in particular the impacts from raw material production. The "Use" stage includes the use of new tires and the use of retreaded tires. The "Retreading" stage encompasses the gate-to-gate impacts from the retreading process and the impacts from the production of raw material added to the tire. All the EOL treatment pathways, including collection and sorting, transformation/separation processes and their

minimize

$$\Phi(s) = \sum_{i=1}^4 w_i h_i^{norm}(s) \quad (4.4)$$

subject to

$$\begin{cases} \mathbf{A}\mathbf{s} = \mathbf{f} \\ lb_p \leq s_p \leq ub_p \quad \text{for } p \in [1, n] \end{cases} \quad (4.5)$$

such that

$$\begin{cases} w_i > 0 \\ \sum_{i=1}^4 w_i = 1. \end{cases} \quad (4.6)$$

The variables are the scaling factors of the system including the quantity of material sent to each EOL route, i.e. the coefficients s_p .

This problem would be a multi-objective optimization problem with four objective functions, corresponding to the impact scores in CC, FNEU, EQ and HH, that are to be minimized, and whose values are the coordinates h_i of the corresponding vector \mathbf{h} .

In this study, the weighted sum method is chosen to transform the multi-objective optimization problem into a single objective optimization problem by defining the objective function Φ being the weighted sum of the normalized environmental impact scores h_i^{norm} (equation (4.4)) (Arora 2012). All the combinations of weights built with (0, 0.25, 0.5, 0.75, 1) are tested, and the exhaustive list of optimal scenarios found are provided in the results. Functions must be normalized such that different units and the magnitude of the environmental impacts scores can be harmonized to allow an efficient exploration of the solution space by varying the weight combinations. The normalization formula is defined as follows :

$$h_i^{norm}(s) = \frac{h_i(s)}{h_i^{max} - h_i^{min}}, \quad (4.7)$$

where h_i^{max} is the maximum value of $h_i(s)$ in the solution space, and h_i^{min} is the minimum value of $h_i(s)$ in the solution space (optimum).

The first set of constraints is the traditional LCA equation (equation (4.1)). In addition, constraints linked to the accessibility of the assessed technologies are added to restrain the solution space to the feasible technology mixes. Each coefficient s_p is therefore contained between a lower boundary lb_p and an upper boundary ub_p , chosen by the user to represent the

market limitations. The constraints associated to each technology, lb_p and ub_p , are estimated from European average data based on material, economic and technological barriers. No limitation is supposed for energy recovery processes because of the destructive nature of these technologies and the growing demand for energy. Due to a lack of data, no constraints were defined for tire use in steel works (P4a, P4b) and for civil engineering processes (P9, P10, P11). However, these options were never preferred. Therefore, adding constraints would not have any influence on the results. More information about the remaining constraints calculations are given in Table 4.2 and in *supporting_information_constraint_calculation*.

The final set of solutions gathers all the available repartition scenarios obtained within the solution space. Each one either minimizes one impact category or is a compromise between two or more impact categories. The combinations of weights used to obtain these optimal scenarios are not provided in the results because they don't represent anything in the physical world. The decision maker should consider the environmental performances of the scenario rather than the weight combinations used to generate it.

TABLEAU 4.2 Constraint values and calculation hypothesis.

Proces name	ub_i	Calculation method
P1 : Synthetic turf	5.2E7 kg of tire crumb	Current quantity of synthetic fields in Europe multiplied by the quantity of tire necessary per football field divided by the life span
P2 : Molded objects	2.8E7 kg of rubber powder	Percentage of the molded object annual production
P3 : Recycling in production	15% of the production material input	Provided by Michelin
P6 : Pyrolysis	0	Supposed not mature enough, from literature
Retreading	5% of retreadable tires	Amount supposed from numbers from European countries and economic barriers to retread a personal car tire

The matrices are contained in an excel file (available in *supporting_information_matrices*). Python is used to code and run the optimization algorithm (code provided in Github, <https://github.com/LisaDuval/Optimization-European-end-of-life-tire-system-management>) and to generate the graphs.

4.3 Results

For both analysis, the results are provided in terms of material repartition and their corresponding impacts in two distinct figures.

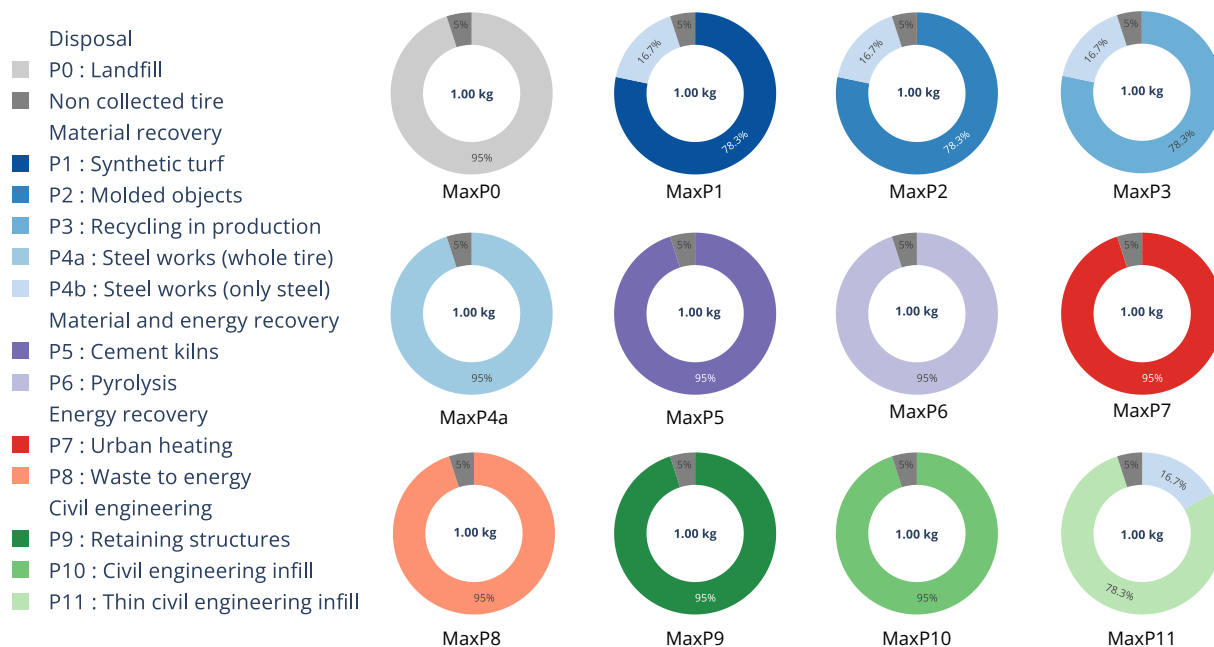


FIGURE 4.2 Repartition of 1 kg of ELT maximizing each one of the twelve main European tire waste management technologies (A1).

4.3.1 A1 : Comparison of the European end-of-life tire treatment pathways

Material repartitions

Figure 4.2 shows the repartitions of ELT in the available pathways of the twelve scenarios assessed in A1, corresponding to each EOL pathway given in table 4.1. Each donut chart corresponds to a scenario and shows the total quantity of ELT that arrives in the EOL treatment stage in absolute value and its repartition within the EOL routes in percentage.

In all cases, 5 % of the material is not recovered by the collection/sorting process and appears in dark grey ; its quantity is based on the European tire recovery rate (ETRMA 2021). When a granulation step is required prior to the EOL treatment, the metallic part and the rubber part of the tire are separated and treated by different technologies : the metal part is recycled in steel works (P4b) and the rubber part in the chosen EOL pathway (P1, P2, P3 or P11). Some material (2E-5 %) is lost during the cryogenic pulverization process due to particulate emissions, but this quantity is too small to appear in the final figure.

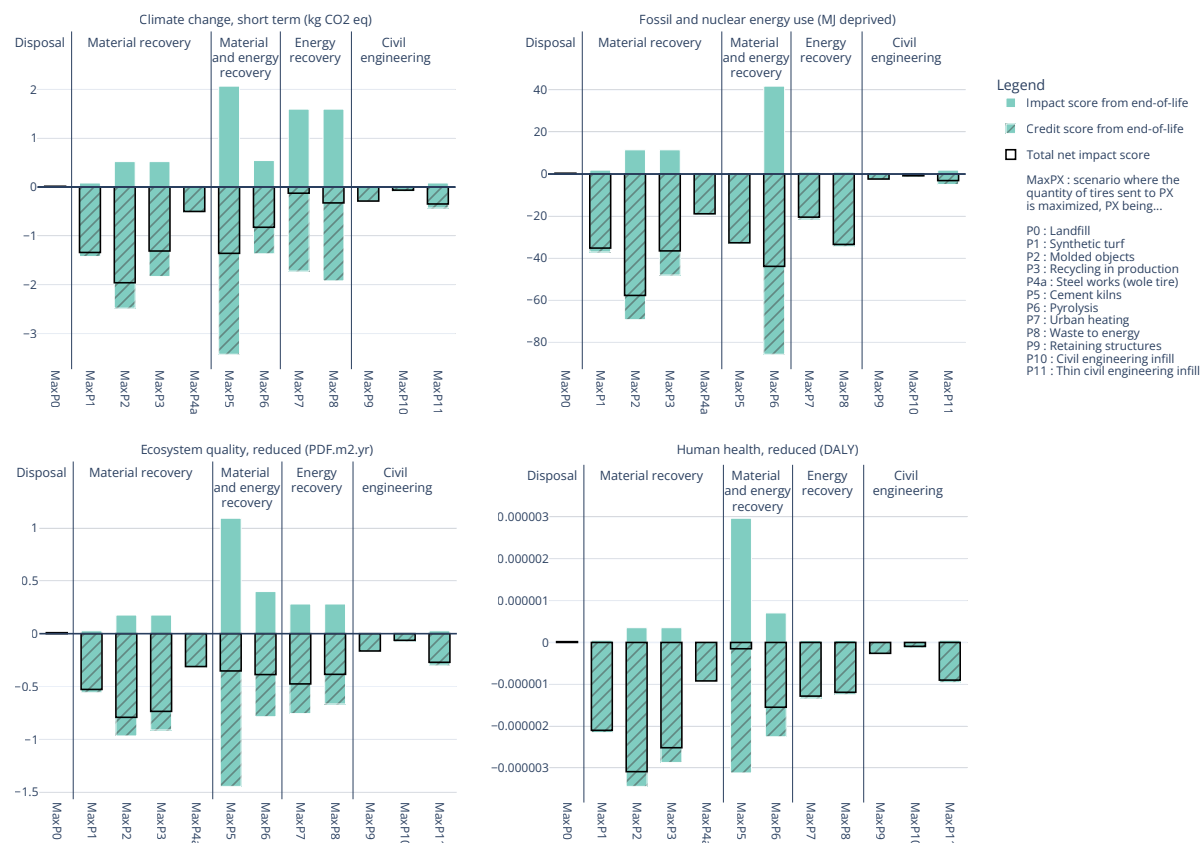


FIGURE 4.3 Tire life cycle stages and their contribution to the total net environmental impact scores, given in repartitions of 1 kg of ELT; each of the twelve main European tire waste management technologies is maximised (A1).

Environmental impacts

Figure 4.3 shows the impact scores corresponding to the scenarios displayed in Figure 4.2. They are presented regarding the four chosen impact categories (CC, FNEU, EQ and HH). The impact scores and avoided impacts (environmental credits) are presented separately by plain or striped colored bars, whereas the total net impact scores are given by the bars with a black outline.

All the scenarios tested show a negative net impact score, except when tires are landfilled (*MaxP0*). It means that whatever treatment option is chosen, the benefit of energetic, material or physical properties recovery of tires offsets the environmental impacts coming from the EOL treatment itself. To landfill the tires appears to be a waste of valuable resources.

Overall, in all impact categories, the rubber material recovery pathways (*MaxP1*, *MaxP2*, *MaxP3*) have the best performances, and the civil engineering pathways (*MaxP9*, *MaxP10*,

MaxP11) present the least environmental benefits. This tendency is directly linked to the type and quantity of the avoided material : virgin polymer production has a higher impact in all categories than sand, gravel or concrete production. Energy recovery pathways have mixed environmental performances depending on the impact category observed. For CC, treatment in cement kilns (*MaxP5*) is the second best alternative overall, while for FNEU, it is pyrolysis (*MaxP6*).

The best environmental scores for all the assessed impact categories are reached when the rubber from ELT displaces virgin EPDM in molded objects production (*MaxP2*). Sending all the discarded tires toward the molded object industry would be the best choice to reduce all the environmental impacts.

4.3.2 A2 : Optimization of the ELT repartition within the European tire waste treatment system

For the second analysis (A2), three sets of results are produced (Figure 4.4) : two of them are obtained from an a priori defined simulation and used as a baseline to compare optimal solutions. The *AllToLandfill* simulation consists in sending all the ELT to landfill, which would represent a "linear economy" reference scenario, or the situation that would hypothetically exist without any European waste policy. The *ActualDistrib* simulation represents the actual repartition of ELT in Europe extrapolated from ADEME (2019). All other scenarios are obtained by optimization without and with constraints, respectively, in order to highlight the difference between a system where all treatment pathways are considered equally accessible and the same system where some options are limited. The constrained scenarios are identified by "-c" at the end of their name.

Material repartitions

Without constraint, the optimizer sends the maximum quantity of tires into molded object production (P2) , which is the option with the least impact for all impact categories, as shown by A1 (Figure 4.3). However, while in A1 it was not possible to assess retreading, due to the FU and related system boundaries being defined in too narrow a scope, it becomes possible in A2 because of its different FU and more broadly defined scope. A second scenario with a similar repartition of ELT emerges from the optimization without constraints, but here 100% of tires are retreaded. This leads to a significantly lower amount of tires to fulfill the same FU : 1.53 instead of 2.74 million tons of tires.

The optimization of the constrained scenario leads to significantly diverse solutions with an

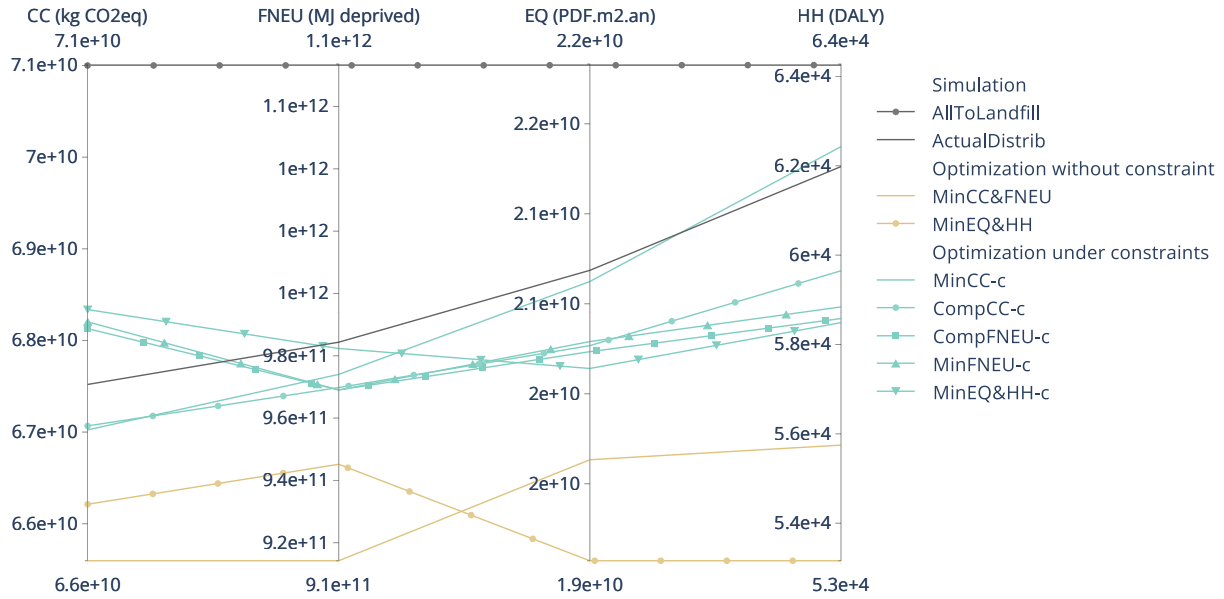


FIGURE 4.5 Net environmental impacts of the simulated and optimal repartitions of ELT within the European tire waste management pathways minimizing the environmental impacts (A2). Grey lines represent the two simulated scenarios (*AllToLandfill*, *ActualDistrib*), yellow lines the two scenarios obtained by optimization without constraint (*MinCC&FNEU*, *MinEQ&HH*) and blue lines the five scenarios obtained by optimization under constraints (*MinCC-c*, *MinFNEU-c*, *MinEQ&HH-c*, *CompCC-c*, *CompFNEU-c*).

Unlike the scenarios assessed in A1 (except *MaxP0*) (Figure 4.3), A2 reports positive (i.e. detrimental) instead of negative (i.e. beneficial) impact scores, thereby highlighting the adverse environmental net impact of the tire's life cycle as a whole (Figure 4.5). The broader scope of analysis unambiguously clarifies that maximizing the credit from EOL by increasing the quantity of tire treated would result in an overall impact augmentation because of the increase of the quantity of tires produced and used.

A change in contributions from other stages appears since system boundaries are extended such that they now include the production, use and retreading stages (Figure 4.6). The maximum environmental performances for CC, FNEU, EQ and HH reach a 7.6 %, 14.8 %, 12.6 % and 17.3 % improvement respectively, compared to the scenario *AllToLandfill*. The gap between the best unconstrained and the best constrained scenario scores in each impact category represents the potential for improvement induced by the relaxation of constraints, that is 2 %, 5.1 %, 4.9 % and 8.3 % respectively for CC, FNEU, EQ and HH (Figure 4.6).

Since tires go to the same EOL pathway, the comparison between the unconstrained scenarios

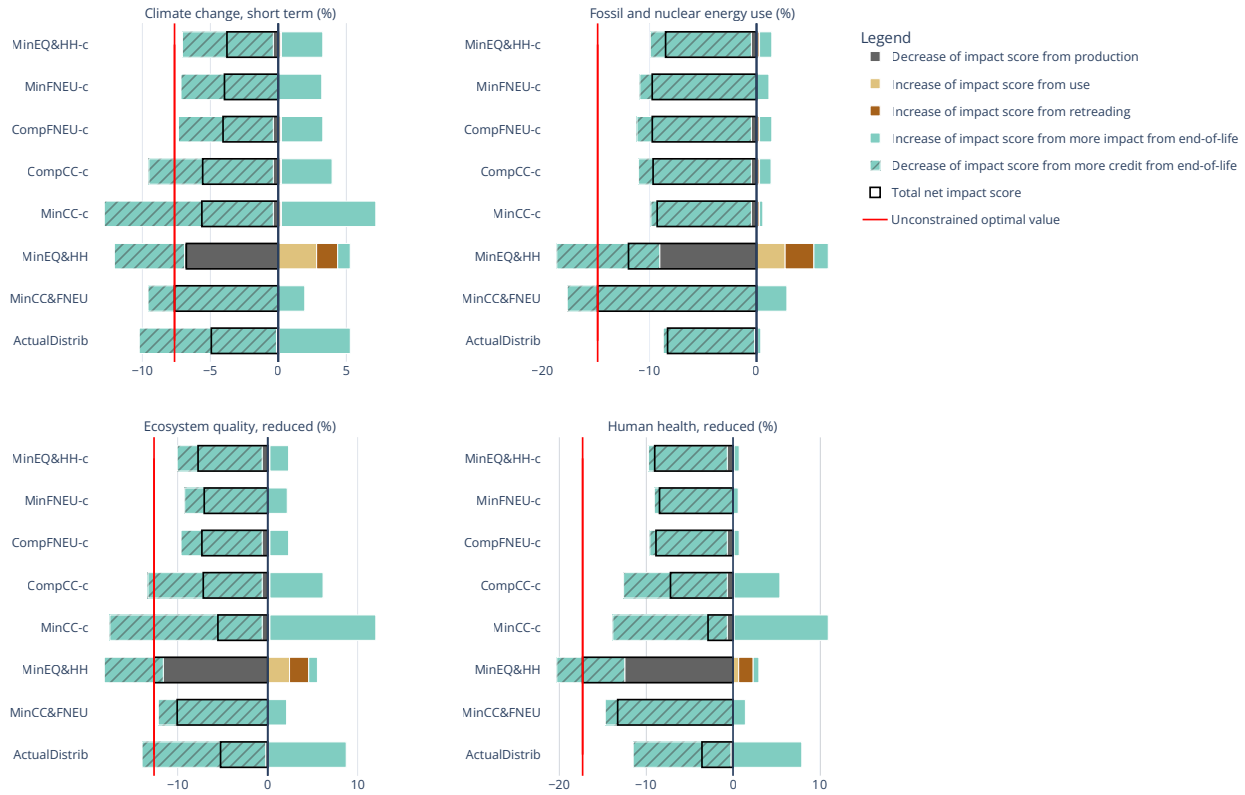


FIGURE 4.6 Relative contribution to the total net environmental impact scores of the tire life cycle stages of the simulated and optimal repartition scenarios (A2). Values are given in percentage relatively to the simulated scenario *AllToLandfill*. One scenario is simulated (*ActualDistrib*), two scenarios are obtained by optimization without constraint (*MinCC&FNEU*, *MinEQ&HH*) and five scenarios are obtained by optimization under constraints (*MinCC-c*, *MinFNEU-c*, *MinEQ&HH-c*, *CompCC-c*, *CompFNEU-c*). The red line shows the best impact score obtained for each impact category.

MinCC&FNEU (0 % of tires are retreaded) and *MinEQ&HH* (100 % of tires are retreaded) helps to identify the consequences that retreading has on several stages of the tire's life cycle. Less material flows in the system of the scenario with retreading (*MinEQ&HH*). This reduces the impacts and credits from the production and EOL treatment that are directly proportional to the quantity produced and treated. However, it adds the impacts from the retreading process itself and rises the impacts from the use stage because a retreaded tire consumes more fuel per kilometer travelled due to its higher rolling resistance. Ultimately, for the EQ and HH categories, the gain in environmental performances from less tires produced compensates the impact increase due to the use stage, the retreading process and the loss of credit from the EOL treatment stage. The situation is inverted for the categories CC and FNEU where the scenario *MinCC&FNEU* has better environmental performances than

MinEQ&HH. These conclusions hold when tires are sent to the molded object production (P2) pathway afterwards.

Regarding the impact scores of the constrained scenarios, it is more visible in Figure 4.5 that there are three scenarios that minimize one or two impact categories : CC is minimized by the scenario *MinCC-c*, FNEU by *MinFNEU-c* and *MinEQ&HH-c* minimizes EQ and HH. The optimization also selected *CompCC-c* and *CompFNEU-c*, which are compromise scenarios. The first one has a little more impact in CC, but is performing much better in the other impact categories than the *MinCC-c* due to a proportion of tire going to rubber material EOL processes (P1, P2 and P3) that has high reduction potential in all impact categories instead of cement factories (P5), process more impacting in FNEU, EQ and HH. Similarly, the scenario *CompFNEU-c* is less efficient to minimize FNEU but presents better scores in the other impact categories compared to *MinFNEU-c* due to the use of retreading.

This constrained optimization shows a scenario where retreading is favoured when the category CC is minimized (*MinCC-c*), which was not the case in an unconstrained system. The net benefit or impact from retreading lies in its influence on four life cycle stages (production, retreading, use, and EOL) as presented before. When retreading is favoured, the reduction of the tire quantity flowing through the system lowers in particular the amount of environmental credit given by the EOL stage. The amount of credit per kilogram of tire treated depends on the pathways chosen : there is a tipping point where the loss of credits in the EOL stage is too important to be compensated by the environmental impact reduction from production and therefore disfavors retreading. The scenario *MinCC-c* illustrates this effect for the CC impact category when compared to the scenario *MinCC&FNEU* : the credits from an EOL mix sending 82.3 % of ELT to cement kilns (P5) and 10.5 % into molded objects production (P2) are less important than the credits from an EOL mix sending 76.6% of ELT into molded object production. Therefore, the loss in credit from the EOL stage is not important enough anymore to condemn retreading. This means that the environmental benefits of retreading depend on the EOL repartition and that retreading could be artificially disfavoured in unconstrained systems.

Even though the scenario *AllToLandfill* is confirmed to be the worst in all impact categories, there is only one scenario that is better than the *ActualDistrib* within the constrained scenarios regarding all the impact categories. Three scenarios, *MinFNEU-c*, *MinEQ&HH-c* and *CompFNEU-c* are more impacting regarding CC whereas *MinCC-c* has more impact in HH. The trade-offs between impact categories preclude an environmental impact reduction in all impact categories simultaneously.

4.4 Discussion

The systemic approach in A2 allows to put the results in a circular economy perspective. For example, the promotion of material loops is a fundamental principle of circular economy. At the product scale, reusing old tires to produce new ones would contribute to keep the material within the life cycle of the tire. However, tire reuse competes with the replacement of different materials or energy sources in other sectors of the industry that could lead to more interesting environmental benefits. Circular economy should be applied in a cross-sectoral way to maximize the environmental benefits for the whole economy, and not for a single product chain or industrial sector. This scaling effect of circular economy is also investigated in a PET plastic bottle case study conducted by Lonca, Lesage et al. (2020) that shares the same conclusion.

The results obtained largely validate the current European waste hierarchy, and help refine its broad recommendations for ELT management. “Prevention”, which corresponds to a diminution of the number of kilometers driven by light vehicles, would indeed be the best way to lower the impacts of the whole system. Then, retreading, which corresponds to a “Reuse” process, simultaneously reduces environmental impacts at the production stage and augments them in three other stages : in the retreading stage itself, in the use stage due to additional fuel consumption, and in the EOL stage where environmental credit is lost to a varying extent, depending on the chosen EOL pathway. The overall performance of retreading depends on all these life cycle stages, which must be included in the analysis to be assessed properly. The results even show that if LCAs ignore constraints, they may artificially disfavour reuse and bias the final decision taken. This emphasizes the importance of including these constraints in the analysis. Since conservative limitations that suppose strong economic barriers have been set on retreading, relaxing these constraints by economic incentives could lead to more environmental benefits in the scenarios where retreading is favored. Then, “recycling” in the hierarchy would include material recovery and civil engineering applications for ELT. The results show that recycling is to be favoured if the properties of the recovered rubber/material are of functional relevance in its second life, such as in material recovery and contrary to civil engineering where only the structural properties are retained. Energy recovery pathways, which correspond to the “recovery” category, are even to be preferred over civil engineering applications in the particular case of tire under the current energy system contrary to what is recommended. In a future where the energy system becomes decarbonized, energy recovery might become less preferable. Nevertheless, “disposal” remains the last resort for the treatment of waste tire. The tire disposal ban by the European Union and the implementation of the European waste hierarchy have already ensured great progress both in

environmental impact mitigation and circular economy compared to a linear scenario where tires would be landfilled.

By extending the system boundaries, this analysis makes links between all the actors of the value chain that can influence several steps of the life cycle of the tire. For example, a change in the tire's composition made by tire producers could change the environmental impacts of raw material production, the fuel consumption in the use stage and the EOL treatment stage and therefore involve the raw material suppliers, the consumers and the EOL actors. A change in consumer behaviour only can lead to a factor of 1.6 to 2.1 change in the environmental impact of tires due to variations in their lifetime, rolling resistance, size, and inflation pressure, as well as the mass and engine efficiency of the car (Hennequin, Huijbregts et Zelm 2023). Such a broader scope of analysis also identifies actors outside the value chain that might contribute to the whole EOL treatment system by facilitating the integration of tires in their industrial sector to obtain the best environmental performances. All these actors should work together rather than separately to enhance the environmental performances of the whole life cycle of the tire, and studies to guide large-scale decisions must include them to highlight their influence.

4.5 Limitations

Estimating the maximum potential sizes of markets for EOL byproducts with precision constitutes a major challenge, hence estimations should be refined to enhance the accuracy and usefulness of the study. Nevertheless, by contrasting conservatively constrained scenarios with completely unconstrained models, our results demonstrate the strategic influence of these market dynamics for circular economy initiatives. The identification of the most binding constraints and the study of the most effective and easy-to-implement means to relax them is a promising direction for further research to efficiently guide the implementation of sustainable policies.

Second, the data used represents the ELT processing technologies in Europe, and the number of tires produced and discarded is based on the amount of tires actually used in Europe (ETRMA 2019). Potential differences in the cradle-to-gate impacts of the 30 % share of tires produced abroad and imported (ETRMA 2019; Monier et al. 2020) were neglected. This assumption only affects the life-cycle benefits of retreading, leaving the life-cycle performances of all other EOL treatments unaffected.

Ultimately, the study is conducted in a short-term context, i.e. all the data used to model the technologies and their constraints only represent the current situation in Europe. The

scenarios that appear to be optimal today could be very different in the future due to the evolution of the EOL technologies available, of the energy mix, and more broadly of the automotive industry. The results of this analysis are valid only to make short-term and European-level decisions, but constitute a first step to build a prospective optimization model with dynamic background data to make proactive decisions about the future to guide the EU's decarbonization and energy transition.

4.6 Conclusion

The quantity and complexity of tires have made ELT management a technological, economic, and environmental challenge. This paper contrasts two different approaches to assess the environmental impacts of the European tire waste treatment system. The first one is the traditional LCA where the scope is restricted to the EOL system boundary and scenarios are defined a priori and compared. The results enable the decision-maker to rank the predefined EOL pathways individually : rubber recovery pathways are the best alternatives, followed by energy recovery, and civil engineering. Landfilling does not bring any environmental benefit and should be avoided as it is the case under the current European legislation. The second analysis is an optimization with an extended system boundary that encompasses the tire's full life cycle and considers the EOL treatment system as a whole including its competing technologies and the constraints they face. The emerging EOL technology mixes depend on the environmental impact that the decision maker wishes to minimize and on the constraints the system faces. In addition to how the ELT is repartitioned within the EOL pathways, relaxing constraints can become an additional lever to mitigate the environmental impacts. From a methodological perspective, the use of multi-objective optimization is a way to explore the whole solution space and does not give a final answer, but a set of optimized scenarios that may be relevant to consider for the decision.

The purpose of this study is not to show that one approach is superior to the other, but that both types of analysis are suitable depending on the question asked and the scale of decision-making. LCA analyses done with a restricted scope are particularly adapted to guide small-scale choices when a limited number of options need to be analysed in detail. By contrast, in order to guide large-scale transition choices, an optimization-based LCA approach is necessary. Thus, the entire spectrum of the alternatives available within their respective system can be considered while taking into account the competition and complementarity between these options and their constraints.

Funding information The industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of the CIRAIG) : Arcelor-Mittal, Hydro-Québec, LVMH, Michelin, Nestlé, Optel, Solvay, TotalEnergies, and Umicore.

Supporting information

Supporting information is linked to this article on the JIEwebsite :

supporting_information_data_from_figures : contains all the data used to draw the figures.

supporting_information_process_trees : contains the process trees (A1 and A2).

supporting_information_dataset : contains all the data to model the processes.

supporting_information_matrices : contains the matrices used to do the optimization.

supporting_information_constraint_calculation : contains the information on the calculation of the constraints.

The code is provided in a Github repository : <https://github.com/LisaDuval/Optimization-European-end-of-life-tire-system-management>

Figure Legends

Table 1 : Category, main substitution and emission hypothesis of the EOL processes assessed, expressed in difference between the tire-based process and the traditional one.

Table 2 : Constraint values and calculation hypothesis.

Figure 1 : Optimization of the ELT repartition within the European tire waste management system to minimize the environmental impacts of the distance travelled in Europe in 2022 (1.3 E13 km) (A2).

Figure 2 : Tire life cycle stages and their contribution to the total net environmental impact scores, given in repartitions of 1 kg of ELT ; each of the twelve main European tire waste management technologies is maximised (A1).

Figure 3 : Contribution to the total net environmental impact scores of the tire life cycle stages of the repartitions of 1 kg of ELT maximizing each one of the twelve main European tire waste management technologies (A1).

Figure 4 : Simulated and optimal repartitions of ELT within the European tire waste management pathways to minimize the environmental impacts (A2). The masses inside the rings represent the quantity of ELT arriving at the end-of-life treatment stage. Two scenarios are simulated (*AllToLandfill* and *ActualDistrib*), two scenarios are obtained by optimiza-

tion without constraint ($MinCC\&FNEU$ and $MinEQ\&HH$), and five scenarios are obtained by optimization under constraints ($MinCC-c$, $MinFNEU-c$, $MinEQ\&HH-c$, $CompCC-c$, $CompFNEU-c$).

Figure 5 : Net environmental impacts of the simulated and optimal repartitions of ELT within the European tire waste management pathways minimizing the environmental impacts (A2). Grey lines represent the two simulated scenarios ($AllToLandfill$, $ActualDistrib$), yellow lines the two scenarios obtained by optimization without constraint ($MinCC\&FNEU$, $MinEQ\&HH$) and blue lines the five scenarios obtained by optimization under constraints ($MinCC-c$, $MinFNEU-c$, $MinEQ\&HH-c$, $CompCC-c$, $CompFNEU-c$).

Figure 6 : Relative contribution to the total net environmental impact scores of the tire life cycle stages of the simulated and optimal repartition scenarios (A2). Values are given in percentage relatively to the simulated scenario $AllToLandfill$. One scenario is simulated ($ActualDistrib$), two scenarios are obtained by optimization without constraint ($MinCC\&FNEU$, $MinEQ\&HH$) and five scenarios are obtained by optimization under constraints ($MinCC-c$, $MinFNEU-c$, $MinEQ\&HH-c$, $CompCC-c$, $CompFNEU-c$). The red line shows the best impact score obtained for each impact category.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre donne des résultats supplémentaires à ceux donnés dans l'article. Dans la première section, la sensibilité des résultats obtenus par rapport à certaines hypothèses est évaluée. La deuxième section donne des résultats complémentaires qui permettent de mieux comprendre l'étendue de l'influence du rechapage sur les performances environnementales du système de traitement de fin de vie des pneus.

5.1 A1 : Analyses de sensibilité

5.1.1 Modification du bouquet de combustibles remplacés

Dans cette étude, il a été supposé que l'utilisation de pneu remplace le bouquet de combustibles ou de matériaux actuellement utilisés en Europe. Bien que cette hypothèse rende les résultats représentatifs de la situation actuelle, il est probable que les proportions des combustibles utilisés aujourd'hui changent dans les années à venir. La sensibilité des résultats par rapport à la composition du bouquet de combustible substitué a été testée pour les processus de combustion en cimenterie (P5) et de production de chaleur urbaine (P6). Les scénarios testés supposent la substitution d'un bouquet de combustible composé de 100% de chacun des combustibles faisant partie du bouquet initial (figure 5.1 et figure 5.2).

Cimenterie (P5)

La quantité de combustible substituée par le pneu est calculée afin que leur combustion produise la même quantité d'énergie que la combustion d'un pneu, en prenant en compte leur capacité calorifique et l'efficacité de leur combustion. Ainsi, on estime que 1 kg de pneu substitue 1,02 kg de charbon ou 3,55 kg de lignite ou 0,9 kg de coke de pétrole. Les émissions sont également ajustées en fonction du combustible brûlé à l'aide des données des processus ecoinvent v3.8.

L'analyse de sensibilité montre les résultats sont peu sensibles pour la catégorie CC, mais le sont davantage pour les autres catégories d'impact, en particulier EQ et HH. La voie de valorisation en cimenterie présente toujours des bénéfices environnementaux, quel que soit le combustible utilisé, sauf dans le cas de la substitution de 100 % de lignite dans la catégorie EQ et de 100 % de coke de pétrole dans la catégorie HH (figure 5.1). La substitution du charbon par du pneu est préférable quelle que soit la catégorie observée.

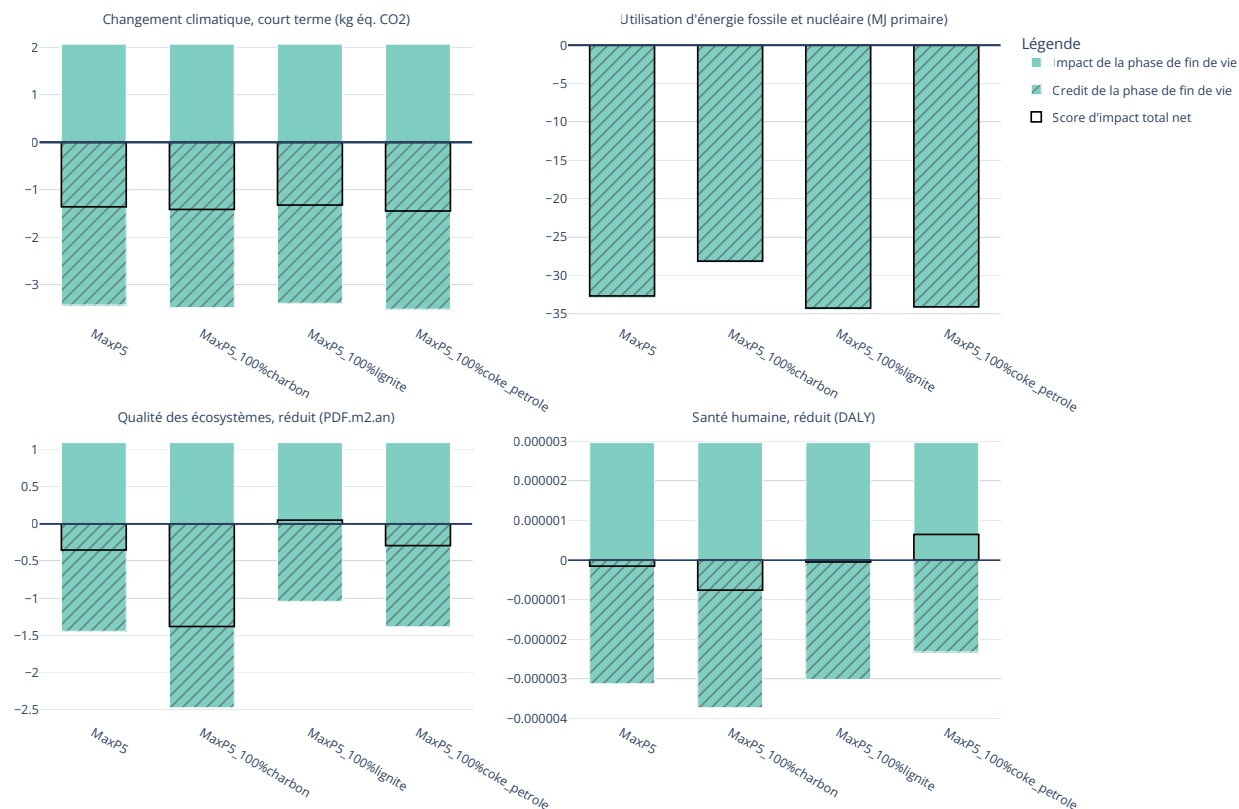


FIGURE 5.1 Analyse de sensibilité de la composition du bouquet de combustible traditionnel substitué par le pneu pour la production de ciment (P5). *MaxP5* correspond au processus initial, et les noms des scénarios testés indiquent les proportions testées : par exemple, *MaxP5_100%charbon* correspond à un bouquet composé à 100 % de charbon.

Production de chaleur urbaine (P7)

La même méthode de calcul est utilisée pour calculer la quantité de combustible substituée équivalente à la production d'énergie par combustion d'1 kg de pneu. On obtient que le pneu substitue 0.5 kg de gaz naturel, 1.02 kg de charbon, 1.6 kg de bois, 0.6 kg de fioul lourd.

L'analyse de sensibilité pour le processus de combustion en chaleur urbaine (P7) montre que les résultats sont très sensibles au bouquet de combustible remplacé. Si le combustible remplacé est du charbon ou du fioul lourd, il reste bénéfique de les substituer par du pneu quelle que soit la catégorie d'impact observée. Si le combustible remplacé est du bois ou du gaz naturel, les remplacer par du pneu aurait un effet délétère dans la catégorie CC, en raison notamment de la quantité de CO₂ libérée par ces combustibles (environ 0,12 kg CO₂-éq fossile/MJ pour le charbon, 0,08 kg CO₂-éq fossile/MJ pour le fioul lourd, 0,06 kg CO₂-éq fossile/MJ pour le gaz naturel contre 0,05 kg CO₂-éq fossile/MJ pour le pneu). La totalité du

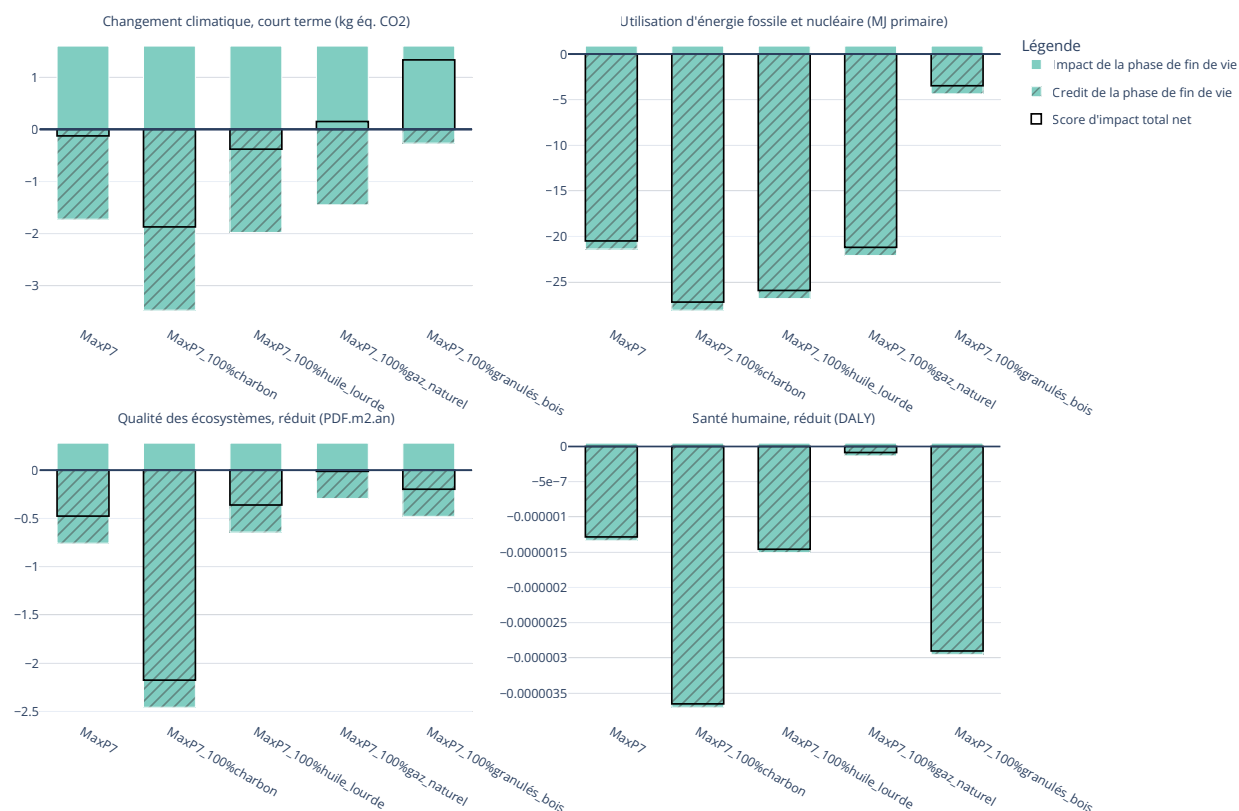


FIGURE 5.2 Analyse de sensibilité de la composition du bouquet de combustible traditionnel substitué par le pneu pour la production de chaleur urbaine (P7). *MaxP7* correspond au processus initial, et les noms des scénarios testés indiquent les proportions testées : par exemple, *MaxP7_100%charbon* correspond à un bouquet composé à 100 % de charbon.

carbone libéré par la combustion du bois sous forme de CO_2 est du carbone biogénique, donc son impact sur les changements climatiques est considéré comme nul. Comme seulement une partie du CO_2 émis par combustion du pneu est issu de carbone biogénique, la combustion du pneu a un impact plus grand sur les changements climatiques. La substitution de charbon est en revanche plus performante que toutes les autres alternatives pour toutes les catégories d'impact observées. Les performances environnementales de ce processus sont donc très sensibles au choix du combustible remplacé.

5.1.2 Variation des proportions des produits de pyrolyse (P6)

La proportion des produits (gaz, liquide, solide) varie en fonction du type de réacteur utilisé et des conditions de pyrolyse (notamment la température et la pression). Les proportions du processus initial ont été choisies en supposant que les proportions de résidu solide et liquide

ont été maximisées et car une proportion de 40 % de résidu solide est couramment obtenue (Williams 2013). Les valeurs extrêmes de ces proportions trouvées dans la littérature ont été simulées en analyse de sensibilité pour évaluer l'influence de leur variation sur les résultats obtenus pour la pyrolyse. La proportion de gaz, réutilisé pour alimenter la pyrolyse en énergie, varie de 10 % à 30 % selon les études ; la proportion de résidu solide de 30 % à 50 % et la proportion de liquide de 30 % à 60 % (Hoang, T. H. Nguyen et H. P. Nguyen 2020). La quantité de gaz produite est supposée correspondre exactement aux besoins énergétiques de la pyrolyse quelle que soit la proportion de gaz obtenue, et les émissions directes du processus restent inchangées dans tous les scénarios.

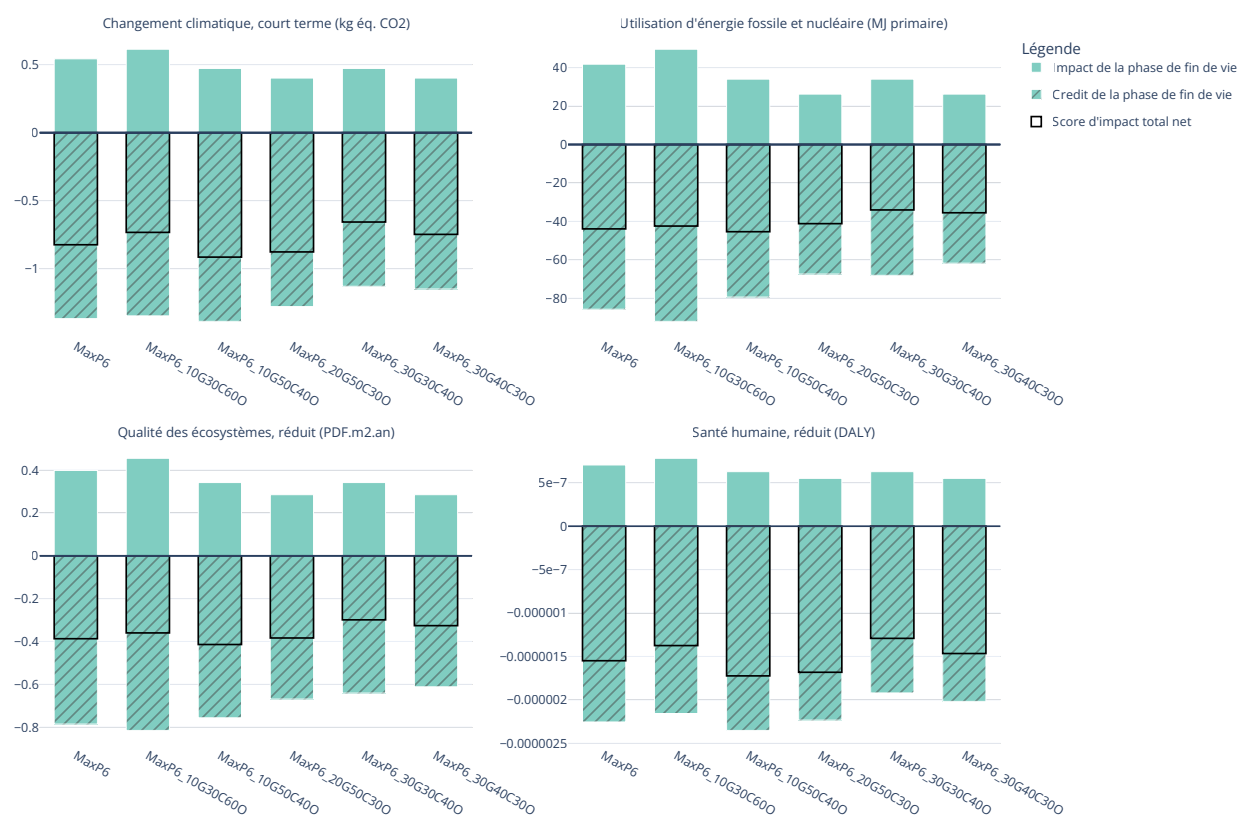


FIGURE 5.3 Analyse de sensibilité des proportions des produits de la pyrolyse (P6). *MaxP6* correspond au processus initial, et les noms des scénarios analysés indiquent les proportions testées : par exemple, *MaxP6_10G30C60O* correspond à des proportions de 10 % de gaz ("G"), 10 % de solide ("C") et 60 % de liquide ("O").

Les résultats (figure 5.3) montrent que les impacts potentiels de la pyrolyse des pneus sont peu sensibles aux proportions de produits. Les meilleures performances environnementales dans toutes les catégories sont obtenues lorsque la proportion de résidu solide est maximisée (*MaxP6_10G50C40O* et *MaxP6_20G50C30O*), et en conséquence la quantité de matière

utilisée pour la production de noir de carbone. Les impacts du processus varient en fonction de la proportion de liquide produite par pyrolyse, valorisée en la mélangeant à du diesel pour produire du carburant.

5.1.3 Variation de la nature du matériau remplacé pour la valorisation en objets moulés (P2)

Dans le processus initial, le pneu remplace de l'EPDM (Ethylene Propylene Diene Monomer) pour la production d'objets moulés. L'EPDM est un autre type de caoutchouc synthétique que le SBR (utilisé dans les pneus) et est très utilisé pour la production de joints (par exemple les joints automobiles (portes et fenêtres)). Dans les études consultées, la substitution d'autres polymères a été testée : l'étude de Fiksel et al. 2011 considère que le pneu peut remplacer du SBR, HDPE (High Density Polyethylene) et LDPE (Low Density Polyethylene) dans son étude, tandis que Clauzade et al. 2010 a considéré que le pneu remplaçait du polyuréthane (PUR). La substitution de chacun de ces matériaux a été testée en analyse de sensibilité pour évaluer l'influence de la nature du matériau remplacé sur les performances environnementales de la production d'objets moulés. On suppose qu'il n'y a pas de différence en énergie nécessaire pour produire les objets moulés quelle que soit la nature du matériau substitué et que le taux de substitution reste inchangé (1 kg de pneu remplace 1 kg de polymère).

Les résultats (figure 5.4) montrent que les résultats sont sensibles à la nature du matériau substitué. Même si l'impact total est un crédit environnemental, quelle que soit la nature du matériau substitué, la valeur de ce crédit varie. La substitution de PUR par du pneu a un crédit plus important pour les catégories CC et FNEU que lorsque le pneu remplace de l'EPDM, mais on observe le cas contraire pour les catégories EQ et HH. La substitution de polyéthylène haute densité et basse densité apparaît comme moins performante pour toutes les catégories d'impact analysées.

Ces analyses de sensibilité montrent que dans l'ensemble, les résultats obtenus sont sensibles aux hypothèses de substitution. Elles soulignent le fait que les résultats obtenus lorsque les processus de fin de vie sont des processus moyens qui reflètent les technologies en Europe ne sont pas représentatifs des voies de fin de vie à petite échelle : localement, les hypothèses de substitution peuvent varier et en conséquence avoir une grande influence sur les résultats. Les études à grande et à petite échelle sont donc complémentaires et informent des acteurs différents.

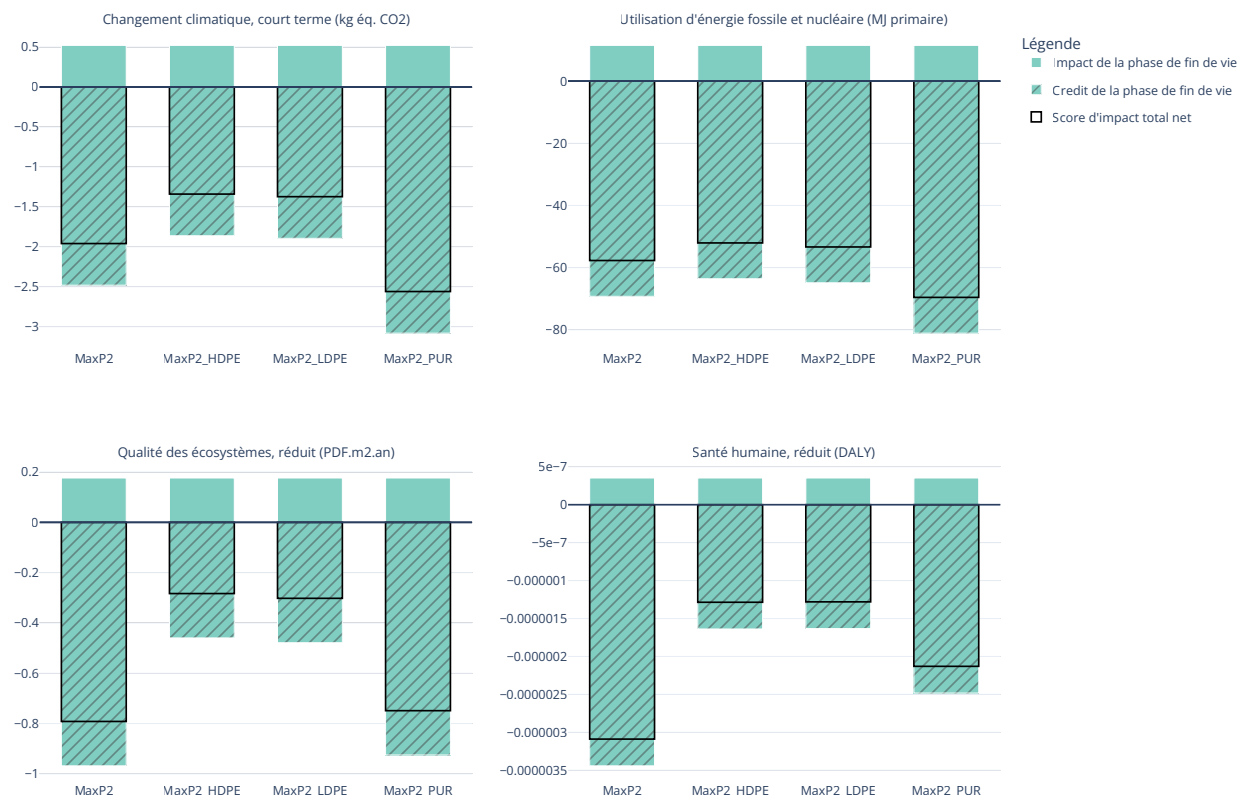


FIGURE 5.4 Analyse de sensibilité de la nature des matériaux substitués pour la production d'objets moulés (P2). *MaxP2* correspond au processus initial, et les noms des scénarios analysés indiquent la nature du matériau remplacé : par exemple, *MaxP2_HDPE* correspond à la substitution de HDPE.

5.2 A2 : Les impacts du rechapage en détail

5.2.1 La valorisation en objets moulés (P2) avec et sans rechapage

L'objectif de cette analyse est de montrer les impacts du rechapage avec davantage de finesse que dans les figures de l'article (chapitre 4) pour mieux comprendre son influence sur les phases du cycle de vie du pneu. Comme le rechapage n'est pas une fin de vie en soi, mais un processus intermédiaire avant le traitement du pneu en fin de vie, une unique voie de fin de vie est fixée et deux scénarios sont testés : le premier en imposant à l'ensemble des pneus d'être rechapés, le second en interdisant le rechapage. Ici, la valorisation en objets moulés (P2) est choisie, car elle correspond à la voie de fin de vie privilégiée lorsque le système n'est pas contraint. Les impacts environnementaux du scénario où les pneus sont rechapés sont donnés en pourcentage d'amélioration ou de détérioration par rapport au scénario sans rechapage. Le graphique obtenu est donné figure 5.5.

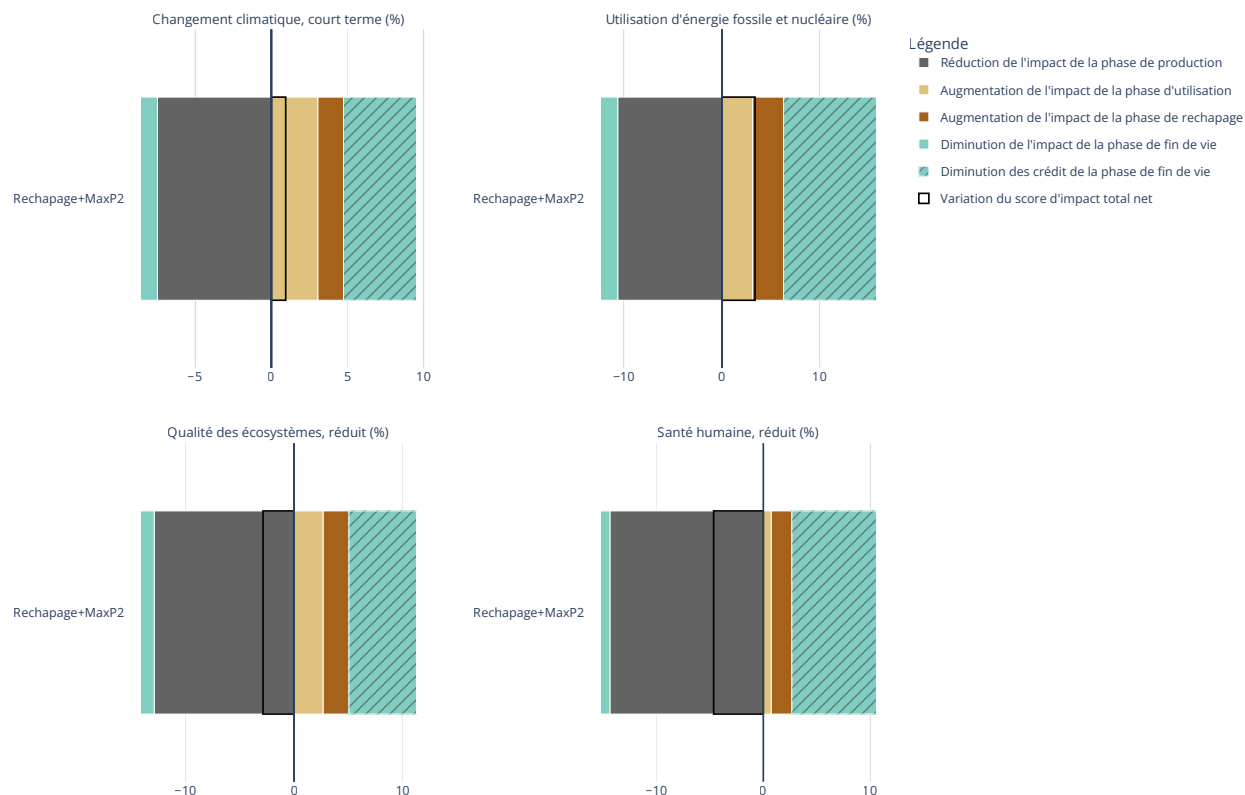


FIGURE 5.5 Impacts relatifs du scénario où les pneus sont rechapés et envoyés en valorisation en objets moulés (Rechape+MaxP2) par rapport au même scénario sans rechapage (référence).

Le rechapage entraîne des impacts environnementaux nets plus importants pour les catégories CC et FNEU, de l'ordre de 2 % et 4 % respectivement. Il conduit cependant à une diminution de 3 % et 5 % respectivement des impacts environnementaux nets pour les catégories EQ et HH.

Pour toutes les catégories d'impact, le rechapage a les mêmes influences sur les phases du cycle de vie du pneu. Il fait diminuer l'impact de la phase de production, car moins de pneus circulent dans le système, donc moins de matière première est nécessaire pour la même distance parcourue. Il fait augmenter les impacts de la phase d'usage en raison de la résistance au roulement plus grande des pneus rechapés qui entraîne une consommation accrue de carburants pour la même distance parcourue. Il fait augmenter les impacts de la phase de rechapage, car ces impacts sont nuls dans le scénario où les pneus ne sont pas rechapés. Il fait diminuer les impacts de la phase de fin de vie, car il y a moins de pneus dans le système donc moins de pneus à traiter. En conséquence, il fait également diminuer les crédits associés à la phase de fin de vie (leur valeur est négative, et le graphe montre que cette valeur

augmente par rapport à la référence : on obtient donc moins de crédit environnemental) pour les mêmes raisons.

Les bénéfices environnementaux obtenus pour la phase de production compensent largement les impacts environnementaux de la phase d'usage et de la phase de rechapage. Si les crédits environnementaux n'étaient pas pris en compte pour la phase de fin de vie, alors le rechapage devient environnementalement intéressant pour toutes les catégories d'impact. Le choix de l'échelle dans laquelle l'analyse s'inscrit est donc primordial dans l'analyse.

5.2.2 La valorisation en cimenterie (P5) avec et sans rechapage

Comme la phase de fin de vie joue un rôle important dans les résultats obtenus précédemment, la même analyse est réalisée en modifiant la destination des pneus en fin de vie : l'envoi des pneus en cimenterie (P5) est maximisé. À l'instar de la section précédente, deux scénarios sont comparés où l'ensemble des pneus sont envoyés en cimenterie. Dans le premier, tous les pneus sont rechapés, dans le second, aucun pneu n'est rechapé. Les impacts environnementaux du scénario où les pneus sont rechapés sont donnés en pourcentage d'amélioration ou de détérioration par rapport au scénario sans rechapage. Le graphique obtenu est donné figure 5.6.

Contrairement aux résultats obtenus lorsque les pneus sont traités en production d'objets moulés (P2) pour les catégories CC et FNEU, les résultats montrent que dans le cas où les pneus sont envoyés en cimenterie, le rechapage devient préférable, quelle que soit la catégorie d'impact considérée. L'influence du rechapage sur les phases du cycle de vie du pneu est similaire à la situation où les pneus sont envoyés en valorisation en objets moulés (P2) (voir section 5.2.1). Cependant, les crédits environnementaux obtenus en envoyant des pneus en cimenterie sont moins importants que les crédits environnementaux obtenus lorsque ces mêmes pneus sont valorisés en production d'objets moulés par kg de pneu traité (figure 4.3). Ainsi, comme le rechapage fait diminuer la quantité de pneus dans le système et donc la quantité de pneus traités en fin de vie, la perte de crédits environnementaux de la phase de fin de vie quand les pneus sont rechapés est moins grande lorsque les pneus sont envoyés en cimenterie plutôt qu'en valorisation en objets moulés. Le rechapage devient alors bénéfique quelle que soit la catégorie d'impact considérée.

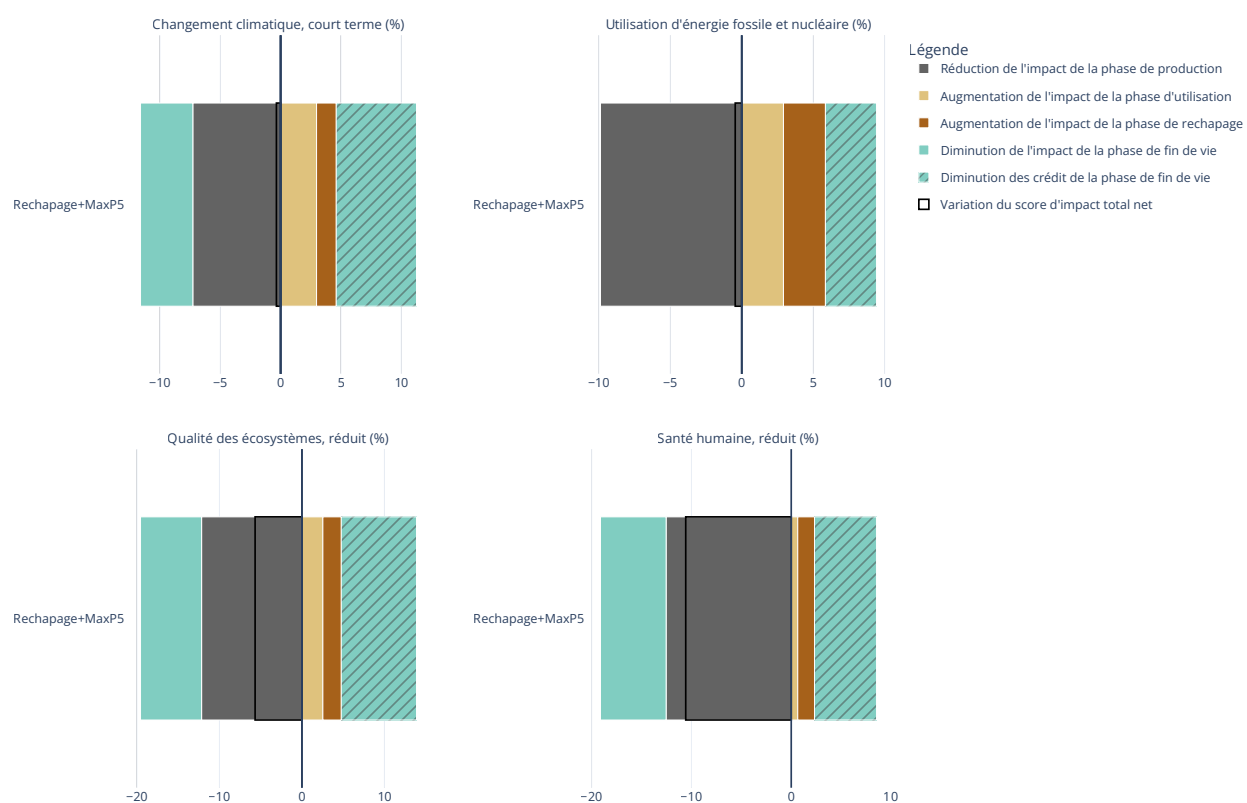


FIGURE 5.6 Impacts relatifs du scénario où les pneus sont rechapés et envoyés en cimenterie (Rechapage+MaxP5) par rapport au même scénario sans rechapage (référence).

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

En complément de la discussion offerte et des limitations déjà abordées dans l'article, cette section met en perspective les résultats obtenus par rapport aux objectifs initiaux et à la revue de littérature, rebondit sur les limitations déjà détaillées dans l'article et propose des perspectives d'avenir pour le projet de recherche.

6.1 Synthèse des résultats

Trois enjeux ont été soulignés dans la revue de littérature : la comparabilité des résultats obtenus par plusieurs études différentes conditionnée par le nombre de voies de fin de vie évaluées dans chaque étude, la représentativité de l'Europe en 2022 et la mise à l'échelle des résultats en prenant en considération la complémentarité des voies de fin de vie utilisées et les contraintes qui limitent chacune d'elles.

La première analyse (A1) a permis de mener une ACV comparant un grand nombre de voies de fin de vie européennes avec des hypothèses cohérentes. De plus, la représentativité de l'Europe en 2022 est bonifiée par rapport aux études déjà existantes de par le choix des voies de fin de vie à modéliser et les données choisies pour le faire. Bien que les valeurs ne soient pas directement comparables à cause des différences dans les hypothèses posées, les résultats de la première analyse s'alignent avec ceux obtenus dans la majorité des études précédemment menées : des bénéfices environnementaux sont identifiés pour toutes les voies de fin de vie envisagées lorsqu'il y a une valorisation du pneu. De plus, les voies de valorisation matière ressortent souvent comme des voies performantes pour limiter les impacts environnementaux, comme dans la présente étude.

La seconde analyse (A2) a permis la mise à l'échelle de ces résultats pour l'ensemble des pneus traités en Europe en considérant leur répartition dans les voies de fin de vie disponibles et les contraintes qui limitent chacune d'elles. Cette vision plus large permet d'inclure n'importe quelle voie de réutilisation, même lorsque celle-ci ne concerne pas uniquement la phase de fin de vie, mais d'autres étapes du cycle de vie du pneu. C'est par exemple le cas du rechapage : l'influence sur chaque phase du cycle de vie du pneu a été quantifiée (section 5.2) et cela permet une compréhension plus poussée de ses mécanismes et de l'origine de son impact environnemental final sur le système. La prise en compte des contraintes et de l'utilisation de plusieurs voies de fin de vie à la fois permet une mise à l'échelle plus juste de l'étude. La relaxation des contraintes qui limitent l'utilisation des voies de fin de vie apparaît comme

un autre levier qui permettrait de faire diminuer les impacts environnementaux du système. La prise en compte de tous ces paramètres permet de prendre la mesure de la complexité du système de traitement de fin de vie dans son ensemble et de toutes les possibilités offertes en fin de vie ou avant la fin de vie pour minimiser ses impacts.

Les résultats de A1 et A2 sont liés : les technologies qui sont identifiées comme les moins impactantes en A1 sont privilégiées dans A2 (jusqu'à ce que les contraintes soient atteintes). Ces deux analyses donnent de l'information à des niveaux différents : A1 peut guider un choix entre les voies fin de vies disponibles sur des critères environnementaux considérant une quantité limitée de pneus à traiter. A2 montre les enjeux de cette décision si elle était prise pour l'ensemble des pneus traités en Europe. A cette échelle, le choix de la technologie de traitement de fin de vie n'est plus pertinent : il est question d'un choix de répartition de pneus dans les voies existantes et des capacités de traitement, maturité technologique ou viabilité économique de chacune de ces voies qui limitent ce choix.

6.2 Améliorations futures

Plusieurs limitations au travail de recherche et perspectives d'amélioration ont été évoquées dans l'article (section 4.5) : la qualité des données dépend directement de la qualité des données disponibles dans la littérature et limite la précision du calcul des contraintes, les échanges entre l'Europe et le reste du monde ne sont pas pris en compte et les résultats obtenus ne peuvent pas être extrapolés pour le futur. Au vu des limitations soulevées, plusieurs perspectives pour ce projet de recherche méritent d'être explorées.

D'une part, une collaboration avec des acteurs qui participent au cycle de vie du pneu (industrie, consommateurs, acteurs gouvernementaux...) permettrait d'affiner la qualité des données utilisées, non seulement pour la modélisation des contraintes, mais également pour la modélisation des processus du système. Le jeu de données tel qu'il est proposé est une synthèse des données disponibles dans la littérature, avec les limites qu'elles comportent. Un travail de création de nouveaux jeux de données récupérées sur le terrain serait très précieux non seulement pour ce projet de recherche, mais également pour toutes les autres analyses de cycle de vie impliquant les voies de valorisation du pneu et des processus liés. Enfin, l'analyse doit être conduite avec des données le plus à jour possible pour représenter la situation actuelle en Europe.

Afin de considérer les échanges à l'échelle mondiale, il serait possible de réitérer l'analyse à l'échelle mondiale en modélisant les voies de fin de vie disponibles dans le monde avec des données représentatives de cette zone géographique et les contraintes qui y sont liées. Ainsi,

tous les échanges entre les régions seraient compris à l'intérieur du système. On pourrait aussi imaginer de déplacer l'échelle actuelle à d'autres contextes géographiques (Amérique, Asie...) afin de couvrir l'ensemble des zones dans le monde, et de modéliser les échanges entre ces régions. Affiner la granularité des résultats obtenus à l'échelle du pays, ou même de l'usine, permettrait de gagner en pertinence pour éclairer une prise de décision à plus petite échelle et serait plus parlant pour des acteurs ayant un pouvoir de décision plus limité. Il serait intéressant de conserver les modèles de toutes les échelles pour ajuster l'analyse à la prise de décision souhaitée en conservant les contraintes liées à des systèmes plus grands. Cela représenterait un travail immense de modélisation, mais serait un bon moyen de centraliser l'information pour tous les acteurs concernés.

L'exploration de scénarios futurs implique d'utiliser des données qui varient en fonction des évolutions du monde dans l'avenir. La création d'une telle base de données fait appel à des modèles de modélisation d'évaluation intégrée (MEI) qui permettent de modéliser les interactions entre l'économie, la société et la biosphère. Plusieurs modèles de ce type existent (IMAGE (PBL Netherland Environmental Assessment Agency 2021), REMIND (Luderer et al. 2023), TIMES (IEA-ETSAP 2023), etc.) et permettent de modéliser l'état du monde à une année donnée. Différents futurs possibles sont décrits dans les trajectoires socio-économiques partagées (Shared Economic Pathways, SSP) qui sont cinq scénarios sur les trajectoires possibles du développement humain et de l'évolution de l'environnement mondial au cours du 21e siècle (Vuuren, Riahi et al. 2017). Enfin, les trajectoires représentatives de concentration (Representative Concentration Pathways, RCP) sont des trajectoires d'évolution du climat développées pour les expériences de modélisation à long terme et à court terme (Vuuren, Edmonds et al. 2011). À partir de ces trois éléments, il est possible d'adapter la base de données d'arrière-plan pour obtenir des données représentatives d'une année future selon une trajectoire socio-économique partagée et une trajectoire représentative de concentration donnée. Par exemple, le package *premise* (Sacchi et al. 2022) est un package python permettant d'adapter la base de données ecoinvent actuelle à une année future donnée. Ces données peuvent être ensuite utilisées dans le présent modèle pour optimiser le système de traitement de fin de vie des pneus en Europe dans le futur et ainsi mieux représenter les technologies futures. Les contraintes devraient également être ajustées en fonction de l'évolution des technologies, de l'économie et des capacités physiques de chaque voie modélisée pour éclairer une prise de décision prospective.

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de recherche a abouti à la production de deux analyses : la première est une analyse du cycle de vie comparative des principales voies de traitement de fin de vie en Europe pour traiter un kilogramme de pneu usagé. Cette analyse montre qu'il est environnementalement pertinent de valoriser le pneu, quel que soit le procédé de valorisation choisi. Néanmoins, les voies de valorisation matière sont à privilégier pour minimiser l'impact environnemental, suivi des voies de valorisation énergétiques puis des valorisations en génie civil. La seconde analyse est une optimisation de la répartition des pneus usagés dans les différentes voies de fin de vie en prenant en compte les contraintes physiques, technologiques et économiques auxquelles elles sont soumises. Les scénarios optimisés privilégient le rechapage dans le cas où les voies de fin de vie qui traitent le pneu n'amènent pas un crédit environnemental trop important, mais privilégient d'envoyer directement les pneus usagés dans les voies de fin de vie lorsque celles-ci amènent un crédit environnemental important. Les répartitions obtenues maximisent l'envoi de pneu dans les voies les moins impactantes jusqu'à atteindre les contraintes. Ainsi, deux leviers d'action apparaissent pour minimiser l'impact environnemental du système européen de traitement des pneus en fin de vie : privilégier les filières ayant le moins d'impact et relâcher les contraintes qui limitent leur utilisation. Ce sont sur ces deux leviers que les décideurs peuvent jouer pour minimiser les impacts environnementaux du système de traitement de fin de vie des pneus en Europe, en fonction des impacts environnementaux qu'ils souhaitent minimiser.

D'un point de vue méthodologique, ce projet de recherche souligne notamment les enjeux de mise à l'échelle des résultats d'une analyse du cycle de vie traditionnelle : l'extrapolation des résultats obtenus pour une unité fonctionnelle à l'échelle du produit n'est pas adaptée à une grande échelle, notamment lorsque les options comparées sont complémentaires et que des contraintes peuvent limiter leur accessibilité. Considérer l'ensemble des options possibles comme faisant partie d'un système contraint permet justement de considérer ces aspects. Néanmoins, cette vision plus systémique amène une plus grande complexité à l'étude. L'optimisation est une approche qui permet de gérer cette complexité en naviguant dans l'espace des solutions possibles efficacement vers les solutions optimales, de manière informatisée, plutôt que de tester l'ensemble des scénarios possibles à la main. L'utilisation de cette approche ouvre de grandes perspectives en ACV.

RÉFÉRENCES

- ADEME (2015). *Etat des lieux de la filière de granulation des pneumatiques usages en France, Europe et dans le monde*.
- (2019). *données 2019*. URL : https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/3935-pneumatiques-donnees-2019.html#/44-type_de_produit-format_electronique.
- Aliapur (s. d.). *Aliapur / Produits et applications*. URL : <https://aliapur.fr/fr/applications.html>.
- Arora, Jasbir (2012). *Introduction to Optimum Design*. DOI : 10.1016/C2009-0-61700-1.
- ASTM (2019). *Standard Classification for Rubber Compounding Materials (D5603 – 19a)*. DOI : 10.1520/D5603-19A. URL : www.astm.org,.
- Azapagic, A. et R. Clift (1999). “Life cycle assessment and multiobjective optimisation”. In : *Journal of Cleaner Production* 7 (2). ISSN : 09596526. DOI : 10.1016/S0959-6526(98)00051-1.
- Azapagic, Adisa et Roland Clift (1998). “Linear programming as a tool in life cycle assessment”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (6). ISSN : 09483349. DOI : 10.1007/BF02979340.
- Baensch-Baltruschat, Beate et al. (2020). “Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment”. In : *Science of the Total Environment* 733. ISSN : 18791026. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.137823.
- Banar, Müfide (2015). “Life cycle assessment of waste tire pyrolysis”. In : *Fresenius Environmental Bulletin* 24 (4). ISSN : 10184619.
- Bare, Jane (2011). “TRACI 2.0 : The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0”. In : *Clean Technologies and Environmental Policy* 13 (5). ISSN : 16189558. DOI : 10.1007/s10098-010-0338-9.
- Beukering, Pieter J.H. Van et Marco A. Janssen (2001). “Trade and recycling of used tyres in Western and Eastern Europe”. In : *Resources, Conservation and Recycling* 33 (4). ISSN : 09213449. DOI : 10.1016/S0921-3449(01)00082-9.
- Bianco, Isabella, Deborah Panepinto et Mariachiara Zanetti (avr. 2021). “End-of-life tyres : Comparative life cycle assessment of treatment scenarios”. In : *Applied Sciences (Switzerland)* 11 (8). ISSN : 20763417. DOI : 10.3390/app11083599.
- BlackCycle project (s. d.). *About the project*. URL : <https://blackcycle-project.eu/about-the-project/>.

- Buadit, Tarinee et al. (oct. 2020). “Life cycle assessment of material recovery from pyrolysis process of end-of-life tires in thailand”. In : *International Journal of Environmental Science and Development* 11 (10), p. 493-498. ISSN : 20100264. DOI : 10.18178/ijesd.2020.11.10.1296.
- Budzinski, Maik et al. (2019). “Assessment of lignocellulosic biorefineries in Germany using a hybrid LCA multi-objective optimization model”. In : *Journal of Industrial Ecology* 23 (5). ISSN : 15309290. DOI : 10.1111/jiec.12857.
- Bulle, Cécile et al. (sept. 2019). “IMPACT World+ : a globally regionalized life cycle impact assessment method”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 24 (9), p. 1653-1674. ISSN : 16147502. DOI : 10.1007/s11367-019-01583-0.
- Çankaya, Simge (2020). “Investigating the environmental impacts of alternative fuel usage in cement production : a life cycle approach”. In : *Environment, Development and Sustainability* 22 (8). ISSN : 15732975. DOI : 10.1007/s10668-019-00533-y.
- Castañón, Ana Maria et al. (sept. 2021). “Used tires as fuel in clinker production : Economic and environmental implications”. In : *Sustainability (Switzerland)* 13 (18). ISSN : 20711050. DOI : 10.3390/su131810455.
- Clauzade, Catherine (2006). *Des pneus usagés utilisés en aciérie électrique : un succès industriel*.
- Clauzade, Catherine et al. (nov. 2010). “Life cycle assessment of nine recovery methods for end-of-life tyres”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (9), p. 883-892. ISSN : 09483349. DOI : 10.1007/s11367-010-0224-z.
- Corti, Andrea et Lidia Lombardi (2004). “End life tyres : Alternative final disposal processes compared by LCA”. In : *Energy* 29 (12-15 SPEC. ISS.). ISSN : 03605442. DOI : 10.1016/j.energy.2004.03.014.
- Council of European Union (juill. 1999a). “Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste”. In : *Official Journal*, p. 1-19. URL : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%5C%3A31999L0031>.
- (juill. 1999b). “Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste”. In : *Official Journal*, p. 1-19. URL : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%5C%3A31999L0031>.
- Dabic-Miletic, Svetlana, Vladimir Simic et Selman Karagoz (2021). “End-of-life tire management : a critical review”. In : *Environmental Science and Pollution Research* 28 (48). ISSN : 16147499. DOI : 10.1007/s11356-021-16263-6.
- Djadouni, Hachemi et al. (2019). “Life cycle assessment of retaining wall backfilled with shredded tires”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 24 (3). ISSN : 16147502. DOI : 10.1007/s11367-018-1475-3.

- Dong, Yahong et al. (2021). “Life cycle assessment of vehicle tires : A systematic review”. In : *Cleaner Environmental Systems* 2. ISSN : 26667894. DOI : 10.1016/j.cesys.2021.100033.
- Downard, Jared et al. (2015). “Uncontrolled combustion of shredded tires in a landfill - Part 1 : Characterization of gaseous and particulate emissions”. In : *Atmospheric Environment* 104. ISSN : 18732844. DOI : 10.1016/j.atmosenv.2014.12.059.
- Duchin, Faye et Stephen H. Levine (2011). “Sectors may use multiple technologies simultaneously : The rectangular choice-of-technology model with binding factor constraints”. In : *Economic Systems Research* 23 (3). ISSN : 09535314. DOI : 10.1080/09535314.2011.571238.
- Ekvall, Tomas et al. (2007). “What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management”. In : *Waste Management* 27 (8). ISSN : 0956053X. DOI : 10.1016/j.wasman.2007.02.015.
- ETRMA (2019). *The ETRMA Statistics Report*. URL : <https://www.etrma.org/wp-content/uploads/2019/10/20200326-Statistics-booklet-2019-Final-for-web-upload.pdf>.
- (mai 2021). *In Europe 95% of all End of Life Tyres were collected and treated in 2019*. URL : https://www.etrma.org/wp-content/uploads/2021/05/20210520_ETRMA_PRESS-RELEASE_ELT-2019.pdf.
 - (2022). *ETRMA key topics : Circular economy*. URL : <https://www.etrma.org/key-topics/circular-economy/>.
 - (s. d.). *Tyre Labelling*. URL : <https://www.etrma.org/key-topics/tyre-regulations/>.
- Eunomia Research & Consulting Ltd (2021). *Environmental impact study on artificial football turf*.
- European Chemicals Agency (ECHA) (fév. 2017). *An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sports fields*.
- European Parliament and Council of European Union (2008). “Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives”. In : *Official Journal*.
- Européenne, Union (s. d.). *Vers un secteur du chauffage et du refroidissement intelligent, efficace et durable*. URL : https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/MEMO_16_311.
- Eurostat (nov. 2021). *Passenger cars per 1 000 inhabitants*. URL : https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/road_eqs_carhab/default/table?lang=en.
- Feraldi, Rebe et al. (2013). “Comparative LCA of treatment options for US scrap tires : Material recycling and tire-derived fuel combustion”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (3). ISSN : 16147502. DOI : 10.1007/s11367-012-0514-8.

- Fiksel, Joseph et al. (2011). “Comparative life cycle assessment of beneficial applications for scrap tires”. In : *Clean Technologies and Environmental Policy* 13 (1). ISSN : 16189558. DOI : 10.1007/s10098-010-0289-1.
- Finkbeiner, Matthias et al. (2006). “The new international standards for life cycle assessment : ISO 14040 and ISO 14044”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (2). ISSN : 09483349. DOI : 10.1065/lca2006.02.002.
- Finnveden, Göran et al. (2009). “Recent developments in Life Cycle Assessment”. In : *Journal of Environmental Management* 91 (1). ISSN : 03014797. DOI : 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- Georgiopoulou, Martha et Gerasimos Lyberatos (juin 2018). “Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns : A case study”. In : *Journal of Environmental Management* 216, p. 224-234. ISSN : 10958630. DOI : 10.1016/j.jenvman.2017.07.017.
- Gigli, Silvia, Daniele Landi et Michele Germani (2019). “Cost-benefit analysis of a circular economy project : a study on a recycling system for end-of-life tyres”. In : *Journal of Cleaner Production* 229. ISSN : 09596526. DOI : 10.1016/j.jclepro.2019.03.223.
- Gomes, Filipa O. et al. (2021). “A review of potentially harmful chemicals in crumb rubber used in synthetic football pitches”. In : *Journal of Hazardous Materials* 409. ISSN : 18733336. DOI : 10.1016/j.jhazmat.2020.124998.
- Grammelis, Panagiotis et al. (2021). “A review on management of end of life tires (Elts) and alternative uses of textile fibers”. In : *Energies* 14 (3). ISSN : 19961073. DOI : 10.3390/en14030571.
- Heijungs, Reinout et Sangwon Suh (2002). “The computational structure of life cycle assessment”. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7 (5). ISSN : 0948-3349. DOI : 10.1007/bf02978899.
- Hennequin, Thomas, Mark A. J. Huijbregts et Rosalie van Zelm (fév. 2023). “The influence of consumer behavior on the environmental footprint of passenger car tires”. In : *Journal of Industrial Ecology* 27 (1), p. 96-109. ISSN : 1088-1980. DOI : 10.1111/jiecl.13334.
- Hoang, Anh Tuan, Tuan Hai Nguyen et Hoang Phuong Nguyen (2020). “Scrap tire pyrolysis as a potential strategy for waste management pathway : a review”. In : *Energy Sources, Part A : Recovery, Utilization and Environmental Effects*. ISSN : 15567230. DOI : 10.1080/15567036.2020.1745336.
- Hung, Christine Roxanne et al. (oct. 2022). “ECOPT2 : An adaptable life cycle assessment model for the environmentally constrained optimization of prospective technology transitions”. In : *Journal of Industrial Ecology* 26 (5), p. 1616-1630. ISSN : 15309290. DOI : 10.1111/jiecl.13331.

- IEA-ETSAP (fév. 2023). *TIMES Model Generator*. Version v4.7.0. DOI : 10.5281/zenodo.7741283. URL : <https://doi.org/10.5281/zenodo.7741283>.
- Industrial Ecology, CML - Department of (2016). *CML-IA Characterisation Factors*.
- Jaramillo, P. et al. (avr. 2022). *Climate Change 2022 : Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC. DOI : 10.1017/9781009157926.012.
- Johansson, Kristin (2018). *Life cycle assessment of two end-of-life tyre applications : artificial turfs and asphalt rubber*. Ragn-Sells Däckåtervinning AB.
- Karaağaç, Bağdagül, Merve Ercan Kalkan et Veli Deniz (2017). “End of life tyre management : Turkey case”. In : *Journal of Material Cycles and Waste Management* 19 (1). ISSN : 16118227. DOI : 10.1007/s10163-015-0427-2.
- Karger-Kocsis, J., L. Mészáros et T. Bárány (2013). “Ground tyre rubber (GTR) in thermoplastics, thermosets, and rubbers”. In : *Journal of Materials Science* 48 (1). ISSN : 00222461. DOI : 10.1007/s10853-012-6564-2.
- Katelhön, Arne, Andre Bardow et Sangwon Suh (2016). “Stochastic technology choice model for consequential life cycle assessment”. In : *Environmental Science and Technology* 50 (23). ISSN : 15205851. DOI : 10.1021/acs.est.6b04270.
- Khalili, Siavash et al. (2019). “Global transportation demand development with impacts on the energy demand and greenhouse gas emissions in a climate-constrained world”. In : *Energies* 12 (20). ISSN : 19961073. DOI : 10.3390/en12203870.
- Kondo, Yasushi et Shinichiro Nakamura (2005). “Waste input-output linear programming model with its application to eco-efficiency analysis”. In : *Economic Systems Research* 17 (4). ISSN : 09535314. DOI : 10.1080/09535310500283526.
- Lebreton, Baptiste et Axel Tuma (2006). “A quantitative approach to assessing the profitability of car and truck tire remanufacturing”. In : *International Journal of Production Economics* 104 (2). ISSN : 09255273. DOI : 10.1016/j.ijpe.2004.11.010.
- Li, Xingfu et al. (2010). “Comparison of end-of-life tire treatment technologies : A Chinese case study”. In : *Waste Management* 30 (11). ISSN : 0956053X. DOI : 10.1016/j.wasman.2010.06.006.
- Lonca, Geoffrey, Pascal Lesage et al. (2020). “Assessing scaling effects of circular economy strategies : A case study on plastic bottle closed-loop recycling in the USA PET market”. In : *Resources, Conservation and Recycling* 162. ISSN : 18790658. DOI : 10.1016/j.resconrec.2020.105013.
- Lonca, Geoffrey, Romain Muggéo et al. (mai 2018). “Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires”. In : *Journal of Cleaner Production* 183, p. 424-435. ISSN : 09596526. DOI : 10.1016/j.jclepro.2018.02.108.

- Luderer, Gunnar et al. (fév. 2023). *REMIND - REgional Model of INvestments and Development*. Version 3.1.0. DOI : 10.5281/zenodo.7628336. URL : <https://doi.org/10.5281/zenodo.7628336>.
- Martínez, Juan Daniel et al. (2013). “Waste tyre pyrolysis - A review”. In : *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 23. ISSN : 13640321. DOI : 10.1016/j.rser.2013.02.038.
- Michelin (2022). *Le pneu, cet inconnu*. URL : <https://toutsurlepneu.michelin.com/le-pneu-cet-inconnu-les-materiaux>.
- Mohajerani, Abbas et al. (2020). “Recycling waste rubber tyres in construction materials and associated environmental considerations : A review”. In : *Resources, Conservation and Recycling* 155. ISSN : 18790658. DOI : 10.1016/j.resconrec.2020.104679.
- Monier, Véronique et al. (sept. 2020). *Rapport Annuel de l’Observatoire des Pneumatiques Usagés - Données 2019*.
- Moulin, Ludovic (2018). “Vapothermolyse des pneus usagés. Valorisation du noir de carbone récupéré, relation procédé-produit.” Ecole des mines d’Albi-Carmaux. URL : <https://theses.hal.science/tel-02281746/>.
- Muggeo, Romain, Tiffany Charbouillot et Vincent Debost (2022). communication personnelle.
- Mutel, Chris (2017). “Brightway : An open source framework for Life Cycle Assessment”. In : *The Journal of Open Source Software* 2 (12). DOI : 10.21105/joss.00236.
- Noël, André (mai 1990). “Tout le dépotoir brûle”. In : *La Presse*.
- Ortíz-Rodríguez, Oscar O., William Ocampo-Duque et Laura I. Duque-Salazar (2017). “Environmental impact of end-of-life tires : Life cycle assessment comparison of three scenarios from a case study in Valle Del Cauca, Colombia”. In : *Energies* 10 (12). ISSN : 19961073. DOI : 10.3390/en10122117.
- PBL Netherland Environmental Assessment Agency (2021). *Welcome to IMAGE 3.2 Documentation*. URL : https://models.pbl.nl/image/index.php/Welcome_to_IMAGE_3.2_Documentation.
- Recytyre (s. d.). *Le rechapage des pneus de tourisme sous la loupe*. URL : <https://recytyre.tumblr.com/post/133360266615/le-rechapage-des-pneus-de-tourisme-sous-la-loupe>.
- Rowhani, Amir et Thomas J. Rainey (2016). “Scrap tyre management pathways and their use as a fuel - A review”. In : *Energies* 9 (11). ISSN : 19961073. DOI : 10.3390/en9110888.
- Sacchi, R. et al. (2022). “PProspective EnvironMental Impact asSEment (premise) : A streamlined approach to producing databases for prospective life cycle assessment using integrated assessment models”. In : *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 160. ISSN : 18790690. DOI : 10.1016/j.rser.2022.112311.

- Saner, Dominik et al. (2014). “Regionalized LCA-based optimization of building energy supply : Method and case study for a swiss municipality”. In : *Environmental Science and Technology* 48 (13). ISSN : 15205851. DOI : 10.1021/es500151q.
- SciPy (s. d.). *SciPy documentation / scipy.optimize.linprog*. URL : <https://docs.scipy.org/doc/scipy/reference/generated/scipy.optimize.linprog.html>.
- Sienkiewicz, Maciej et al. (2012). “Progress in used tyres management in the European Union : A review”. In : *Waste Management* 32 (10). ISSN : 0956053X. DOI : 10.1016/j.wasman.2012.05.010.
- Singh, Ashish et al. (2015). “Uncontrolled combustion of shredded tires in a landfill - Part 2 : Population exposure, public health response, and an air quality index for urban fires”. In : *Atmospheric Environment* 104. ISSN : 18732844. DOI : 10.1016/j.atmosenv.2015.01.002.
- Spreafico, Christian et Davide Russo (2020). “Exploiting the scientific literature for performing life cycle assessment about transportation”. In : *Sustainability (Switzerland)* 12 (18). ISSN : 20711050. DOI : 10.3390/su12187548.
- Steubing, Bernhard et al. (2020). “The Activity Browser — An open source LCA software building on top of the brightway framework”. In : *Software Impacts* 3. ISSN : 26659638. DOI : 10.1016/j.simpa.2019.100012.
- Tasalloti, Ali et al. (2021). “Physical and mechanical properties of granulated rubber mixed with granular soils—a literature review”. In : *Sustainability (Switzerland)* 13 (8). ISSN : 20711050. DOI : 10.3390/su13084309.
- Torretta, Vincenzo et al. (2015). “Treatment and disposal of tyres : Two EU approaches. A review”. In : *Waste Management* 45. ISSN : 18792456. DOI : 10.1016/j.wasman.2015.04.018.
- UL Environment (2017a). *Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for the Product Category : Tires, UL 10006*.
- (2017b). *Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for the Product Category : Tires, UL 10006*.
- Valentini, Francesco et Alessandro Pegoretti (oct. 2022). “End-of-life options of tyres. A review”. In : *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research* 5 (4), p. 203-213. ISSN : 25425048. DOI : 10.1016/j.aiepr.2022.08.006.
- Vogt, Regine (2020). *Life cycle assessment of waste tyre treatments : Material recycling vs. co-incineration in cement kilns*. Genan Holding A/S.
- Vuuren, Detlef P. van, Jae Edmonds et al. (2011). “The representative concentration pathways : An overview”. In : *Climatic Change* 109 (1). ISSN : 01650009. DOI : 10.1007/s10584-011-0148-z.

- Vuuren, Detlef P. van, Keywan Riahi et al. (2017). “The Shared Socio-economic Pathways : Trajectories for human development and global environmental change”. In : *Global Environmental Change* 42. ISSN : 09593780. DOI : 10.1016/j.gloenvcha.2016.10.009.
- WBCSD (2019). *Global ELT Management-A global state of knowledge on regulation, management systems, impacts of recovery and technologies*, p. 57. URL : https://docs.wbcsd.org/2019/12/Global_ELT_Management%E2%80%93global_state_of_knowledge_on_regulation_management_systems_impacts_of_recovery_and_technologies.pdf.
- (s. d.). *About the Tire Industry Project*. URL : <https://www.wbcsd.org/Sector-Projects/Tire-Industry-Project/Resources/About-the-Tire-Industry-Project>.
- Wernet, Gregor et al. (2016). “The ecoinvent database version 3 (part I) : overview and methodology”. In : *International Journal of Life Cycle Assessment* 21 (9). ISSN : 16147502. DOI : 10.1007/s11367-016-1087-8.
- Wietschel, Lars et al. (2021). “Environmental benefits of large-scale second-generation bioethanol production in the EU : An integrated supply chain network optimization and life cycle assessment approach”. In : *Journal of Industrial Ecology* 25 (3). ISSN : 15309290. DOI : 10.1111/jiec.13083.
- Williams, Paul T. (2013). “Pyrolysis of waste tyres : A review”. In : *Waste Management* 33 (8). ISSN : 18792456. DOI : 10.1016/j.wasman.2013.05.003.
- Wu, Qijing et al. (2021). “Resource and environmental assessment of pyrolysis-based high-value utilization of waste passenger tires”. In : *Waste Management* 126. ISSN : 18792456. DOI : 10.1016/j.wasman.2021.03.008.

ANNEXE A ARBRES DES PROCESSUS DE L'ANALYSE A1.

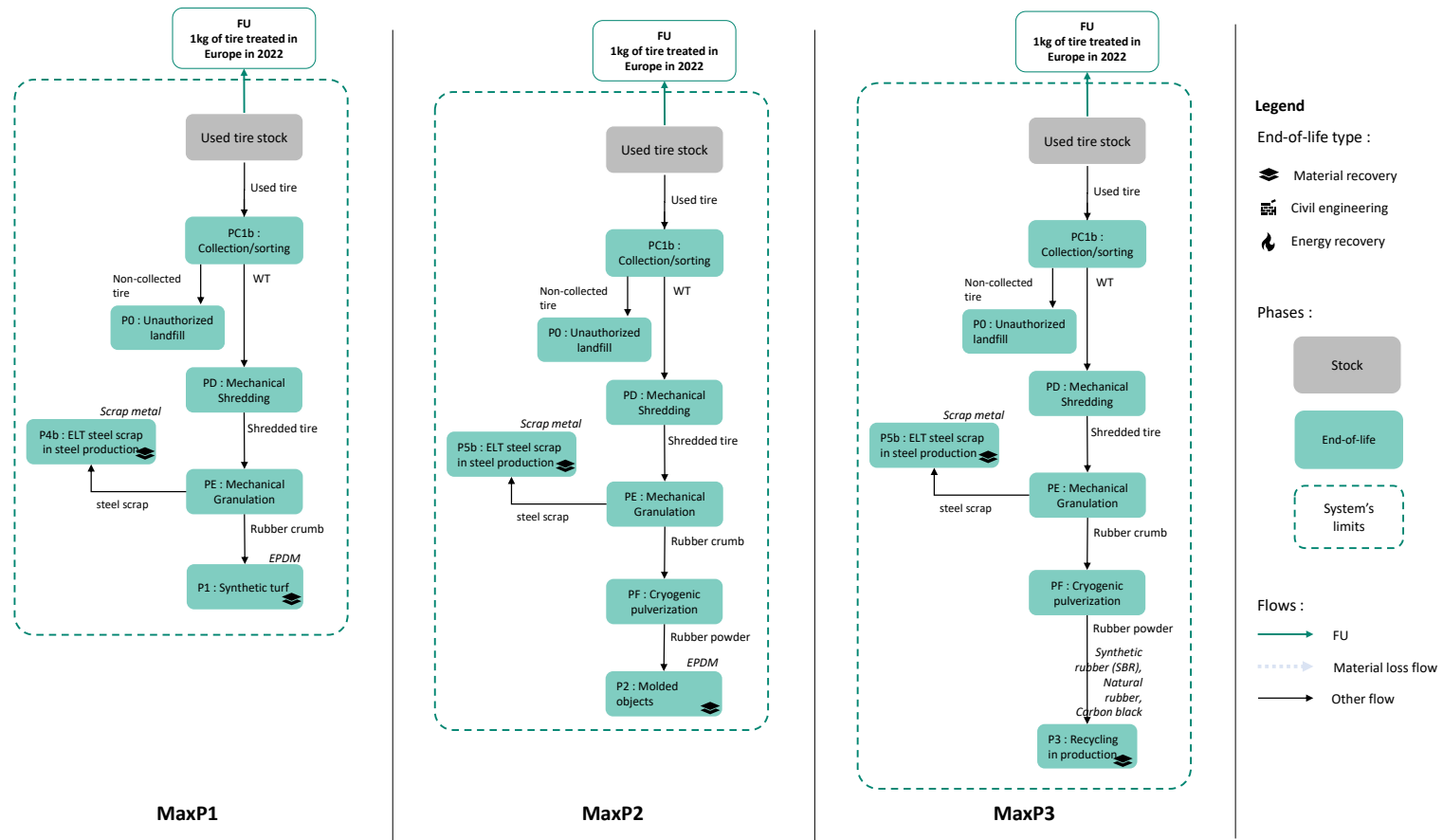


FIGURE A.1 Scénarios MaxP1, MaxP2 et MaxP3.

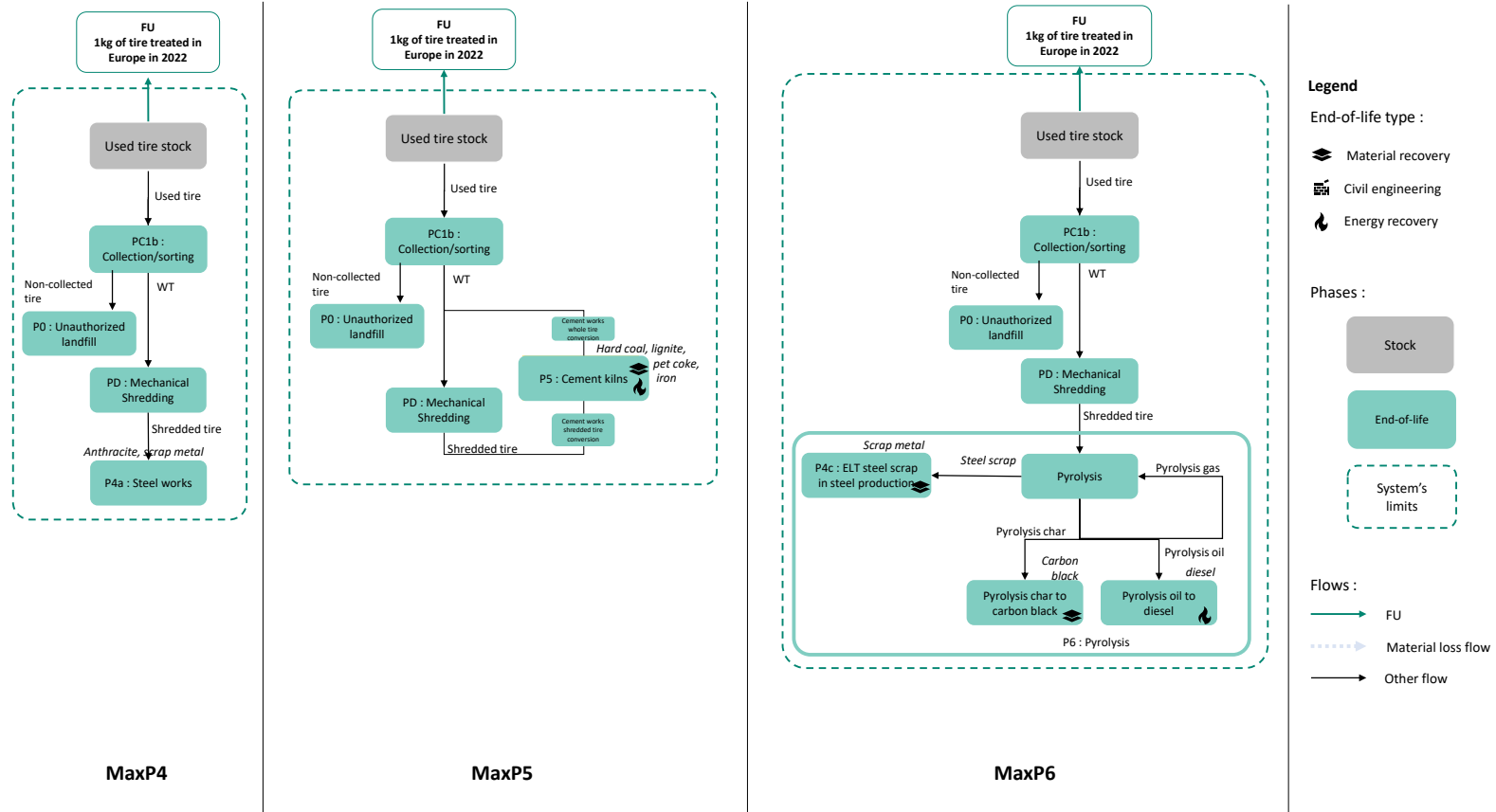


FIGURE A.2 Scénarios MaxP4, MaxP5 et MaxP6.

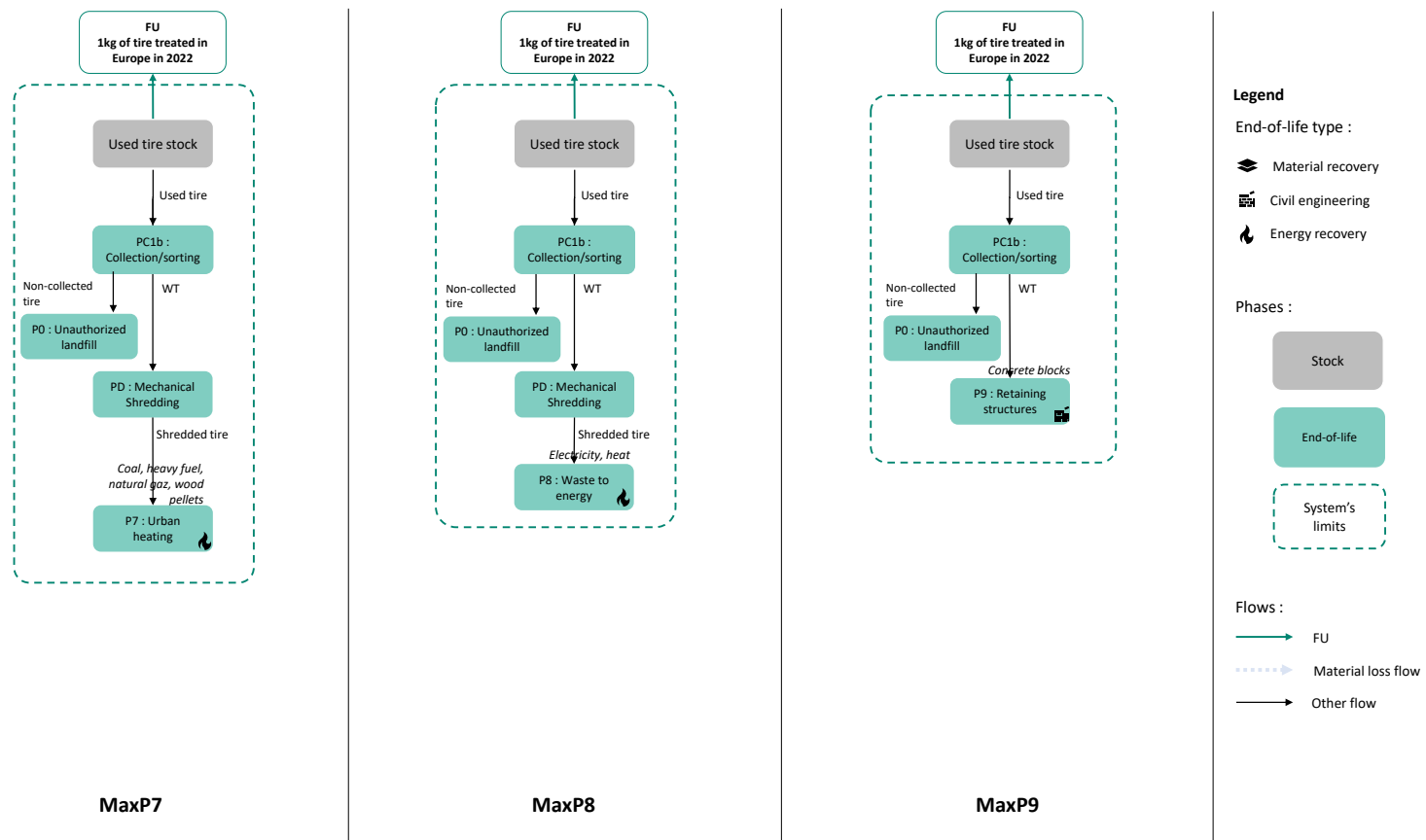
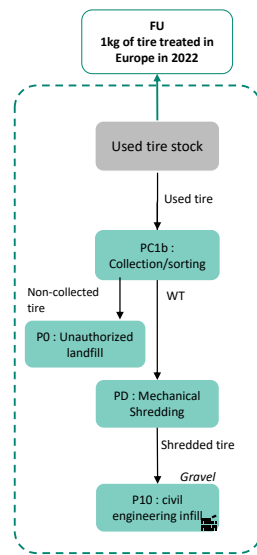
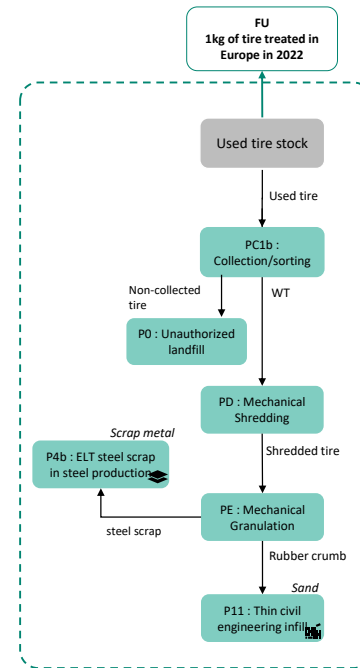


FIGURE A.3 Scénarios MaxP7, MaxP8 et MaxP9.



MaxP10



MaxP11

Legend

End-of-life type :

- Material recovery
- Civil engineering
- Energy recovery

Phases :



Flows :

- FU
- Material loss flow
- Other flow

FIGURE A.4 Scénarios MaxP10 et MaxP11.

ANNEXE B ARBRE DES PROCESSUS DE L'ANALYSE A2.

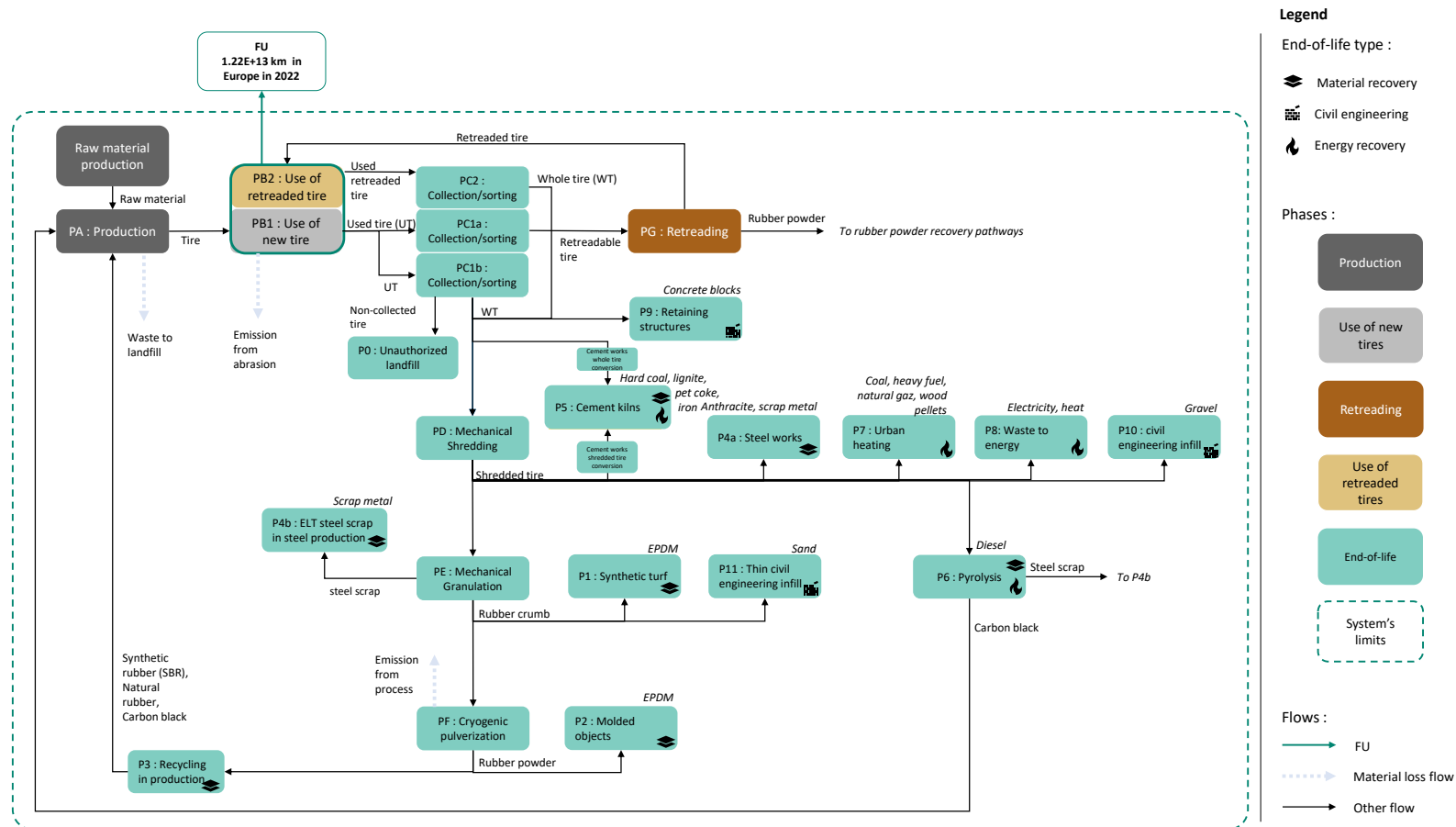


FIGURE B.1 Arbres complet des processus de l'analyse A2.