



conception des scénarios de recyclage pilotée par l'évaluation des performances des procédés

Guilhem Grimaud

► To cite this version:

Guilhem Grimaud. conception des scénarios de recyclage pilotée par l'évaluation des performances des procédés. Génie des procédés. Ecole nationale supérieure d'arts et métiers - ENSAM, 2019. Français. NNT : 2019ENAM0005 . tel-02067670

HAL Id: tel-02067670

<https://pastel.hal.science/tel-02067670>

Submitted on 14 Mar 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

École doctorale n° 432 : Sciences des Métiers de l'ingénieur

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité Génie Industriel

présentée et soutenue publiquement par

Guilhem GRIMAUD

le 18 février 2019

**CONCEPTION DES SCÉNARIOS DE RECYCLAGE PILOTÉE
PAR L'ÉVALUATION DES PERFORMANCES DES
PROCÉDÉS**

Directeur de thèse : **Nicolas PERRY**

Co-encadrement de la thèse : **Bertrand LARATTE**

JURY

M. Daniel FROELICH, Professeur des Universités, Laboratoire CPI, ENSAM

Mme Anne VENTURA, IFSTTAR

Mme Peggy ZWOLINSKI, Professeur des Universités, G-SCOP, Grenoble INP

Mme Carole CHARBUILLET, Professeur Associé, Laboratoire I2M, ENSAM

M. Bertrand LARATTE, Professeur Associé, Laboratoire I2M, ENSAM

M. Jacques MÉHU, Professeur Associé, PROVADESME, INSA de Lyon

M. Stéphane NEGNY, Professeur des Universités, Laboratoire Génie Chimique, INP-ENSIACET

M. Nicolas PERRY, Professeur des Universités, Laboratoire I2M, ENSAM

M. Romain FERRARI, Ingénieur, Directeur Général entreprise Serge Ferrari

M. Jean-Philippe FUSIER, Ingénieur, Président de l'entreprise MTB

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur
Examineur
Examineur
Invité
Invité

**T
H
È
S
E**

REMERCIEMENTS

Avant toute chose, je souhaite remercier Romain Ferrari, Directeur Général de l'entreprise Serge Ferrari, de m'avoir présenté l'entreprise MTB. Merci d'avoir amorcé cette fabuleuse aventure professionnelle. Ton énergie et tes convictions ont guidé ces travaux de recherche.

Je remercie également Jean-Philippe Fusier, Président de l'entreprise MTB, qui a cru au projet et m'a accordé sa confiance en m'accueillant dans son entreprise, d'abord pour un stage puis pour cette thèse. Merci pour ta confiance dans mon travail. Je suis ravi de continuer à porter la philosophie de MTB pour les années à venir.

Je tiens à remercier Nicolas Perry, Professeur à l'ENSAM de Bordeaux, d'avoir accepté d'encadrer cette thèse. Je remercie également Bertrand Laratte, Professeur associé et co-encadrant de ces travaux de thèse. Merci pour votre disponibilité, votre confiance, votre aide structurante et rassurante, malgré la distance. En espérant que ce travail de thèse ne soit qu'une étape de notre collaboration.

Mes remerciements vont aussi à Claire Chiollaz, Directrice Générale Financière, et David Ravet, Responsable Développement et Partenariat, qui m'ont accompagné chez MTB et m'ont permis de compléter mes connaissances et enrichir mes compétences. Leur bienveillance à mon égard et leur écoute ont permis de mener à bien ces travaux de recherche.

Je souhaite exprimer toute ma reconnaissance à Anne Ventura, chargé de recherche 1^{re} classe de l'IFSTTAR et Peggy Zwolinski, Professeur à Grenoble-INP d'avoir accepté d'être rapporteurs de ce mémoire de doctorat. L'intérêt qu'elles ont porté à mes travaux, leurs conseils pertinents ainsi que leurs remarques constructives ont permis d'accroître la qualité de ce manuscrit.

Je remercie Daniel Froelich, Professeur à l'ENSAM, de m'avoir fait l'honneur de présider le jury de thèse. Je tiens également à remercier les autres membres du jury qui ont répondu présents à l'invitation. Les discussions ont été particulièrement enrichissantes.

Je remercie par ailleurs Daryna, Fred, Julien, Mathilde, Marion et Thomas, pour le temps consacré à la relecture de mes travaux et l'enrichissement qu'ils ont su leur donner par le biais de leurs questions et remarques.

Je voudrais également remercier les doctorants du laboratoire I2M et plus particulièrement Rachel et Jorge avec qui nous avons pu collaborer pour publier ensemble. C'était toujours un plaisir de vous retrouver à Bordeaux !

Plus largement, je souhaite remercier l'ensemble des collaborateurs de MTB, je salue leurs disponibilités et leur implication dans les réalisations. Mention spéciale à mes collègues de bureau : Alice, Cassandre, Greg, Laure, Marie et Vanessa. Mais aussi mes anciens collègues de bureau : Fred, Laurent et Nicolas. Merci à tous pour l'ambiance générale.

Je tiens à adresser un grand MERCI à mes parents de m'avoir toujours soutenu et encouragé pendant ces trois années. Merci à Alice d'avoir cru à mon projet et de m'avoir motivé au quotidien.

Ces travaux de recherche se sont déroulés dans le cadre d'une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) et a reçu un financement de la part de l'Agence Nationale pour la Recherche Technologique (ANRT), je tiens donc à les remercier pour ce soutien financier.

Pour finir, je souhaite aussi remercier toutes les personnes m'ayant aidé durant ce doctorat.

***« La vie,
c'est comme une bicyclette,
il faut avancer pour ne pas perdre l'équilibre. »***

Albert Einstein

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures	11
Liste des tableaux	16
Liste des acronymes	19
Introduction générale.....	21
Chapitre 1 Introduction et Mise en contexte.....	23
Résumé du chapitre 1.....	24
1.1 Contexte de l'économie monde	25
1.1.1 Présentation de l'approche linéaire du cycle de vie	25
1.1.2 Conséquences de l'approche linéaire du cycle de vie	29
1.1.3 Contexte de la fin de vie des produits.....	40
1.2 Cadre réglementaire sur les déchets.....	44
1.2.1 Historique des réglementations sur les déchets	44
1.2.2 Définitions légales de la gestion des déchets	46
1.3 Présentation de l'économie circulaire	55
1.3.1 Le principe de Développement Durable	55
1.3.2 Définition du concept d'économie circulaire.....	58
1.3.3 Les composantes de l'économie circulaire selon l'ADEME.....	61
1.4 Bilan du chapitre 1	67
Références du Chapitre 1	68
Chapitre 2 Les motivations des travaux de recherche	75
Résumé du chapitre 2.....	76
2.1 Les recycleurs dans le modèle linéaire.....	77
2.1.1 Modèle historique de ferrailleur	77
2.1.2 Présentation du modèle de recycleur	80
2.1.3 Présentation du modèle de producteur de MPR	81
2.2 Transition vers un modèle circulaire	83
2.2.1 Présentation du modèle circulaire	83
2.2.2 Le recyclage au cœur de l'économie circulaire.....	89
2.2.3 Les freins à la généralisation du modèle circulaire	96
2.3 Présentation des motivations industrielles.....	104
2.3.1 Contexte spécifique à l'entreprise MTB	104
2.3.2 Les enjeux industriels.....	109

2.3.3	Objectifs et attentes des industriels du recyclage	113
2.4	Bilan du chapitre 2	115
	Références	116
Chapitre 3 Cas d'application pour la structuration de la méthodologie		121
	Résumé du chapitre 3	122
3.1	Cas d'application du recyclage des câbles	123
3.1.1	Analyse des flux de matières du recyclage des câbles	123
3.1.2	ACV du recyclage de câbles en aluminium	126
3.1.3	Les résultats environnementaux obtenus	137
3.1.4	Les résultats de l'évaluation économique	143
3.1.5	Communication des résultats aux parties prenantes	144
3.2	Retour d'expérience du cas d'application	148
3.2.1	Prise en compte des résultats pour l'optimisation	148
3.2.2	Extrapolation des résultats pour le recyclage du cuivre	151
3.3	Intégration dans le processus de conception	155
3.3.1	Développement du scénario de recyclage CABLEBOX	155
3.3.2	Résultats de l'évaluation environnementale du scénario CABLEBOX	158
3.3.3	Évaluation économique du système CABLEBOX	160
3.4	Bilan du chapitre 3	164
	Références du chapitre 3	165
Chapitre 4 Proposition méthodologique		169
	Résumé du chapitre 4	170
4.1	Positionnement scientifique	171
4.1.1	Présentation des verrous scientifiques	171
4.1.2	Définition de la phase de fin de vie	171
4.1.3	Définition de la notion de performance	174
4.1.4	Application de la notion de performance au recyclage	179
4.2	Construction de la méthodologie	182
4.2.1	Cadre de comparaison des technologies de recyclage	183
4.2.2	Modélisation des scénarios de recyclage	189
4.2.3	Outils d'évaluation des scénarios de recyclage	195
4.2.4	Calcul des indicateurs clés de performances	199
4.3	Intégration dans la démarche de conception	209
4.3.1	Présentation de la chronologie de conception	209
4.3.2	Identification des étapes clés de l'évaluation	210

4.3.3	Processus d'aide à la décision	211
4.3.4	Présentation de la méthodologie d'évaluation	212
4.4	Bilan du chapitre 4	215
	Références du chapitre 4.....	216
	Chapitre 5 Conclusion et perspectives	223
	Résumé du chapitre 5.....	224
5.1	Discussion.....	225
5.1.1	Les apports des travaux de recherche	226
5.1.2	Les axes de développement des outils.....	230
5.1.3	Réponses apportées à la problématique	237
5.2	Mise en œuvre de la méthodologie	238
5.2.1	Conception de nouveaux scénarios de recyclage.....	238
5.2.2	Scénario de recyclage piloté par les performances	242
5.2.3	Communiquer les performances	242
5.3	Intégrer les piliers de l'économie circulaire	243
5.3.1	Prendre en compte les limites du recyclage	243
5.3.2	Réduire la pression sur les ressources primaires	252
5.3.3	Présentation de la démarche d'agilité promue par MTB	258
5.4	Conclusion générale.....	260
	Références du chapitre 5.....	262
	Glossaire.....	267
	Annexes	271
	Annexe 1 Liste des matières premières critiques pour l'union européenne (European Commission, 2017a)	273
	Annexe 2 Représentation des cycles techniques et biologiques de l'économie circulaire (Fondation Ellen MacArthur).....	277
	Annexe 3 Présentation des procédés de traitement des lampes CFL et des tubes fluorescents (RÉCYLUM, 2016)	279
	Annexe 4 Présentation des dates clés du développement de l'entreprise MTB depuis sa création en 1981	283
	Annexe 5 Présentation du périmètre d'étude du scénario de recyclage des câbles en aluminium.....	285
	Annexe 6 Comparaison des processus de traitement pour le recyclage des câbles en aluminium par fusion et mécaniquement	287
	Annexe 7 Visualisation des déchets entrants et des matières sortantes dans le processus de recyclage des câbles en aluminium	289

Annexe 8 Présentation de l'écoprofil construit pour le scénario de recyclage de l'aluminium chez MTB	291
Annexe 9 Guide pratique sur les étiquettes performance environnementale issues de l'évaluation environnementale de l'aluminium.....	293
Annexe 10 Récapitulatif du processus de vérification des technologies environnementales, extrait de l'annexe B de la norme ISO 14034 (ISO, 2016b)	299
Annexe 11 Présentation des productions scientifiques dans le cadre de la thèse	301

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 Présentation du contexte général des travaux de recherche	24
Figure 1-2 Présentation de l'approche linéaire des phases de vie d'un produit.....	25
Figure 1-3 Évolutions du prix des matières premières en indice – MGI Commodity Price Index (Dobbs et al., 2013).....	26
Figure 1-4 Présentation de l'évolution du nombre d'éléments du tableau périodique utilisés dans l'industrie (Zepf et al., 2014)	27
Figure 1-5 État des lieux du mix énergétique mondial en 1990 et projection en 2035 avec l'objectif 2 °C (IEA, 2014a)	28
Figure 1-6 Représentation de la dépendance des réserves pétrolières au prix du pétrole (IEA, 2013).....	29
Figure 1-7 évolutions des émissions de carbone dans l'atmosphère par sources depuis la révolution industrielle (Melillo, Richmond, et Yohe, 2014).....	30
Figure 1-8 Présentation du scénario <i>business as usual</i> de l'étude Limits to Growth actualisé en 2004 (Meadows, Randers, et Meadows, 2004).....	31
Figure 1-9 Production, consommation et investissements – Monde 1970 à 2050 (Randers, 2014).....	32
Figure 1-10 Évolution de la dépense de protection de l'environnement et du PIB en France (Auzanneau et al., 2018)	33
Figure 1-11 Diagramme du flux de matières en Europe en 2005, en Gt/an (Haas et al., 2015)	34
Figure 1-12 Évolutions de la consommation de matières et de l'intensité matérielle de l'économie française (Bottin, Joassard, et Morard, 2014)	35
Figure 1-13 Évolution de la contribution des branches d'activités dans le PIB de l'économie française (INSEE, 2017).....	35
Figure 1-14 Représentation de la variation du taux d'épuisement en fonction de l'évolution de la demande en ressources non renouvelables (adapté de Circular Flanders, 2014).....	37
Figure 1-15 Destination des déchets collectés par catégories en France en 2013 (ADEME, 2014).....	41
Figure 1-16 Présentation de la hiérarchie des déchets – la règle des 5R	46
Figure 1-17 Extrait du chapitre 16 de la nomenclature des déchets – annexe II de l'Article R541-8 du Code de l'environnement.....	48
Figure 1-18 Représentation des principales étapes de la filière de fin de vie des produits....	48
Figure 1-19 Historique des créations des filières de responsabilité élargie du producteur (adapté de ADEME, 2010)	51
Figure 1-20 Représentation du fonctionnement des éco-organismes de la filière DEEE (adapté de ADEME, 2010)	52
Figure 1-21 Des déchets aux produits : les obligations réglementaires associées à chaque étape du cycle de vie.....	54
Figure 1-22 Présentation des quatre piliers du développement durable	56
Figure 1-23 Présentation des 17 objectifs de développement durable de l'ONU (United Nations, 2017).....	57

Figure 1-24 Représentation du cycle de vie traditionnel linéaire d'un produit (adapté de Zhang, 2014).....	58
Figure 1-25 Représentation d'un cycle de vie circulaire d'un produit (adapté de Zhang, 2014).....	59
Figure 1-26 Les cycles techniques de l'économie circulaire (inspiré de MacArthur Foundation, 2013).....	60
Figure 1-27 Présentation des trois domaines d'action et des sept piliers de l'économie circulaire (ADEME, 2013).....	61
Figure 1-28 Évolution de l'intérêt pour la recherche des mots économie circulaire et écologie industrielle et territoriale	63
Figure 1-29 Représentation du cycle de vie multiple d'un matériau au sein de différents produits (adapté de Prinçaud et al., 2012).....	66
Figure 2-1 Présentation du contexte industriel des travaux de recherche.....	76
Figure 2-2 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle ferrailleur ..	78
Figure 2-3 Les modèles organisationnels des acteurs de la fin de vie vis-à-vis de l'évolution de la complexité des produits et de la circularité	79
Figure 2-4 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle recycleur ...	80
Figure 2-5 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle producteur de matières premières recyclées.....	82
Figure 2-6 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle circulaire ...	83
Figure 2-7 Représentation théorique de la conservation de la fonctionnalité des matériaux en fonction de la circularité (adapté de Circular Flanders, 2014)	86
Figure 2-8 Représentation en coordonnées cylindriques des cycles successifs d'intégration d'un matériau dans une série de produits (adapté de Prinçaud et al., 2012).....	87
Figure 2-9 Représentation des étapes de la filière de fin de vie des produits mise à jour avec l'étape de régénération.....	88
Figure 2-10 Évolution des taux d'incorporation du calcin, du papier-carton recyclé, de l'aluminium, des ferrailles et du plastique (Geldron et al., 2017).....	91
Figure 2-11 Présentation des étapes de transformation de la bauxite en produits semi-finis en aluminium.....	92
Figure 2-12 Répartitions des coûts de production de l'aluminium primaire et secondaire (Stuart Burns, 2009).....	92
Figure 2-13 Évolution du flux d'ampoules en fin de vie par technologie et représentation de la maturité de la filière de recyclage associée à chaque technologie.....	96
Figure 2-14 Évolution des cours du plastique PET vierge et recyclé.....	99
Figure 2-15 Répartitions des coûts de production des plastiques vierges et secondaires (source IEA, 2014)	99
Figure 2-16 Flux des plastiques d'emballage dans le monde en 2013 (adapté d'Ellen MacArthur Foundation, 2016).....	100
Figure 2-17 Dépendance du recyclage des gisements de déchets au prix des matières premières	102
Figure 2-18 Évolutions des quantités de DEEE ménagers collectés par flux par les éco-organismes en France de 2006 à 2015 (ADEME, 2015).....	104
Figure 2-19 Présentation des différents métiers de l'entreprise MTB.....	105
Figure 2-20 Visualisation d'un broyeur SRP 2400 de la gamme des granulateurs rapides conçu par MTB.....	106

Figure 2-21 Visualisation de la solution de tri par courant de Foucault ELLIPTO et principe de fonctionnement.....	106
Figure 2-22 Visualisation de la solution CABLEBOX CBR2000 implantée chez MTB pour le recyclage de câbles.....	107
Figure 2-23 Présentation des solutions de recyclages maîtrisées en standard par MTB	108
Figure 2-24 Présentation de l'organisation de la conception chez MTB en fonction de ses métiers	110
Figure 2-25 Matrice des forces, faiblesses, Opportunités et Menaces (SWOT) de l'entreprise MTB	111
Figure 2-26 Présentation de la démarche idéale de conception mise en œuvre chez MTB	112
Figure 2-27 Triptyque des performances pour évaluer les scénarios de recyclage.....	113
Figure 3-1 Présentation graphique de l'évaluation des performances des scénarios de recyclage.....	122
Figure 3-2 Décomposition des flux de matières du scénario de recyclage des câbles chez MTB	125
Figure 3-3 Présentation des principales étapes du cycle de vie des câbles et champ de l'étude ACV associé.....	127
Figure 3-4 Comparaison des périmètres des trois systèmes de production de l'aluminium	128
Figure 3-5 Limites du système de production d'aluminium primaire (EAA, 2008).....	129
Figure 3-6 Carte des pays inclus dans la modélisation de l'aluminium primaire.....	130
Figure 3-7 Limites du système de recyclage par fusion des câbles en aluminium (adapté de Bertram et al., 2006).....	131
Figure 3-8 Limites du système de recyclage mécanique des câbles en aluminium chez MTB (Grimaud, Perry, et Laratte, 2017a)	133
Figure 3-9 Visualisation du prébroyage des câbles chez MTB.....	134
Figure 3-10 Résultats de la caractérisation environnementale des 3 systèmes de production de l'aluminium – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05	138
Figure 3-11 Résultats de la caractérisation des systèmes de recyclage de l'aluminium – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05.....	139
Figure 3-12 Analyse d'incertitudes sur les systèmes 2 et 3a, mix électrique équivalent – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05.....	141
Figure 3-13 Caractérisation environnementale du scénario 3b, transport amont et mix électrique EDF Équilibre – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05.....	142
Figure 3-14 Caractérisation du scénario 3a, transport amont et mix électrique européen ENTSO-E – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05	143
Figure 3-15 Répartition des coûts dans le système de recyclage centralisé des câbles en aluminium.....	144
Figure 3-16 Représentation des deux volets de communication des résultats de l'évaluation des scénarios de recyclage	145
Figure 3-17 Présentations des étiquettes de performance environnementale proposées pour la communication des résultats de l'évaluation environnementale	147
Figure 3-18 Présentation de la séquence de traitement des plastiques ajoutée au processus de recyclage des câbles aluminium chez MTB	150
Figure 3-19 Décomposition des flux de matières du scénario de recyclage des câbles chez MTB optimisé	150
Figure 3-20 Visualisation de la ligne de recyclage des câbles en cuivre chez MTB – phase affinage et séparation.....	151

Figure 3-21 Caractérisation du recyclage mécanique chez MTB des faisceaux automobiles (ratio pessimiste 2,77) – Méthode CML Baseline.....	153
Figure 3-22 Analyse d'incertitudes sur la modélisation du recyclage mécanique des faisceaux en cuivre chez MTB.....	154
Figure 3-23 Caractérisation de 3 systèmes de production de cuivre – Méthode CML Baseline	155
Figure 3-24 Système transportable de recyclage des câbles CABLEBOX CBR 2000 (MTB Recycling, 2016).....	156
Figure 3-25 Cartographie des deux scénarios de transport de la CABLEBOX en Europe ..	158
Figure 3-26 Caractérisation des scénarios de recyclage des câbles – Méthode ILCD.....	159
Figure 3-27 Caractérisation environnementale de la solution CABLEBOX, mix électrique européen ENTSO-E – Indicateur GWP 100a.....	160
Figure 3-28 Comparaison de la répartition des coûts dans le système de recyclage centralisé et transportable des câbles en aluminium	161
Figure 3-29 Représentation théorique des gisements de déchets afin de déterminer le point d'équilibre du modèle de transport de la solution de traitement	162
Figure 4-1 Présentation graphique de la proposition méthodologique associée à nos travaux de recherche	170
Figure 4-2 Quelques exemples de décomposition de la phase de fin de vie des produits...	172
Figure 4-3 Représentation de la phase de fin de vie des DEEE avec des scénarios alternatifs (adapté de Arduin Horta et al., 2017).....	173
Figure 4-4 Visualisation des solutions alternatives pour chaque étape du scénario de recyclage mécanique des DEEE	173
Figure 4-5 Présentation du triptyque de la notion de performance proposé par Gibert	175
Figure 4-6 Représentation des notions d'éco-efficience et d'éco-efficacité (adapté de Kara, Hauschild, et Herrmann, 2018).....	178
Figure 4-7 Cycle de vie d'un produit et scénarios de fin de vie associés aux matériaux (adapté de Dwek, 2017)	181
Figure 4-8 Schématisation des étapes de la construction de la méthodologie	182
Figure 4-9 Principes de fonctionnement du dispositif de vérification des écotecnologies (ADEME, 2011)	184
Figure 4-10 Chronologie des principales étapes du protocole de vérification des écotecnologies comme définies par la norme ISO 14034	185
Figure 4-11 Représentation d'un système générique intégré de gestion des déchets (Gentil et al., 2010)	190
Figure 4-12 Représentation de plusieurs alternatives de scénarios de recyclage	191
Figure 4-13 Aspects d'un processus de gestion des déchets (Gentil et al., 2010)	192
Figure 4-14 Représentation de la modélisation d'un méta-processus de recyclage.....	192
Figure 4-15 Modélisation d'une solution de recyclage et de ses flux de matières associés	193
Figure 4-16 Structuration de la base de connaissances de l'entreprise MTB.....	194
Figure 4-17 Triptyque des indicateurs clés de performance (KPI) pour évaluer la solution idéale de recyclage	201
Figure 4-18 Représentation de la chaîne de fin de vie des DEEE et périmètres des taux de recyclage (Horta Arduin et al., 2019)	206
Figure 4-19 Définition du taux de conformité (pureté) et du taux d'efficacité (captation) pour une technologie séparative.....	207

Figure 4-20 Présentation des différentes phases de la roadmap de spécification des technologies	209
Figure 4-21 Représentation du processus de décision (Ullman, 2001)	211
Figure 4-22 Représentation pas-à-pas de la méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage	213
Figure 4-23 Schématisation du champ d'expertise de l'expert innovation dans la méthodologie proposée	214
Figure 5-1 Présentation graphique des conclusions et perspectives des travaux de recherche	224
Figure 5-2 Caractérisations environnementales de quatre processus de production de l'aluminium – indicateur changement climatique méthode IPCC (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016)	225
Figure 5-3 Présentation du schéma de principe de la TVA circulaire (Ferrari, 2017)	229
Figure 5-4 Présentation du concept d'achats responsables selon la norme ISO 20400 (ISO, 2017)	230
Figure 5-5 Positionnement des scénarios de recyclage au regard de l'éco-efficience et de l'éco-efficacité	233
Figure 5-6 Visualisation de l'influence de la qualité sur le prix de revente du cuivre (LME au 02/10/2018)	234
Figure 5-7 Représentation de la valeur ajoutée de l'optimisation du processus de recyclage des déchets complexes	235
Figure 5-8 Positionnement et caractéristiques des travaux de recherche	238
Figure 5-9 Présentation de l'évaluation des flux de matières dans les deux scénarios de recyclage étudiés	239
Figure 5-10 Représentation de l'évolution de la consommation globale de ressources de 1900 à 2010 (adapté de Krausmann et al., 2009)	244
Figure 5-11 Estimation des stocks anthropique de matériaux dans notre civilisation (Schraff, 2016)	245
Figure 5-12 Estimation du taux de recyclage global des éléments métalliques et métalloïdes (Graedel et al., 2011)	246
Figure 5-13 Conservation de la matière en fonction du taux de recyclage (adapté de Stahel, 2006)	247
Figure 5-14 Comparaison de la clé de répartition des coûts entre la filière de recyclage formelle et informelle	250
Figure 5-15 Évolutions de la consommation de ressources minières et fossiles par habitant entre 1990 et 2013 (adapté de Wiedmann et al., 2015)	252
Figure 5-16 Situation actuelle des variables de contrôle pour sept des limites planétaires (Steffen et al., 2015)	253
Figure 5-17 Représentation de la transition vers un modèle d'économie circulaire (adapté de Netherlands Government, 2016)	254
Figure 5-18 Présentation de la hiérarchie de l'éco-efficacité pour l'énergie, la fabrication durable et les déchets (adapté de Despeisse, 2015 ; WolfeWare, 2005)	255
Figure 5-19 Composition d'un téléphone portable de type smartphone (ARTE Furturmag, 2015)	257
Figure 5-20 Représentation de la diffusion des produits et de la dispersion des déchets ...	258
Figure 5-21 Émissions mondiales de CO ₂ depuis 1980 et projections des émissions en accord avec les engagements des pays à la COP21 (adapté de Rogelj et al., 2016)	260

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1 Ressources métalliques utilisées dans l'industrie électronique : demande, taux d'épuisement et taux de recyclage (Gerritsen, 2017).....	36
Tableau 1-2 Estimation de la production de véhicules électriques en fonction de la concentration de lithium dans les batteries utilisées	38
Tableau 1-3 Composition des ordures ménagères collectées (ADEME, 2010a).....	42
Tableau 1-4 Teneurs en minéraux des gisements géologiques et de la mine urbaine (Anwasha Sengupta, 2018 ; Geldron, 2016 ; Schluep et al., 2009)	42
Tableau 1-5 Part des différents secteurs dans la production de déchets en France (ADEME, 2012).....	47
Tableau 1-6 Présentation de la classification des substances préoccupantes par l'agence internationale de recherche sur le cancer (IARC, 2018)	52
Tableau 1-7 Présentation des obligations réglementaires à différentes échelles	54
Tableau 1-8 Niveaux d'ambition pour la démarche d'écoconception (Brezet, 1997)	63
Tableau 2-1 Présentation des paramètres de calcul de l'indicateur de circularité des matériaux (MCI) proposé par la fondation Ellen MacArthur (Ellen MacArthur Foundation et GRANTA, 2015).....	85
Tableau 2-2 Comparaison de la consommation d'énergie primaire et les émissions de GES associées à la production de matière vierge et la production de matières recyclées (FEDEREC et ADEME, 2017)	94
Tableau 2-3 Technologies de recyclage développées par MTB.....	108
Tableau 3-1 Indicateurs environnementaux emblématiques et méthodes de calculs associées retenues pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles.....	135
Tableau 3-2 Indicateurs environnementaux en accord avec le sujet traité et les méthodes de calculs associées retenues pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles ..	136
Tableau 3-3 Indicateurs environnementaux et méthodes associées retenus pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles ajoutés à la suite de l'observation des graphiques normalisés.....	136
Tableau 3-4 Résumé des principales données d'inventaire des trois systèmes comparés ..	137
Tableau 3-5 Présentation de la matrice pedigree adapté à la collecte des données du système de recyclage MTB	140
Tableau 3-6 Organisation et structure de l'écoprofil sur la performance environnementale	146
Tableau 3-7 Présentation des indicateurs et de leurs caractéristiques pour l'écoprofil du recyclage de l'aluminium	146
Tableau 3-8 Résumé des propriétés des matériaux utilisés pour les câbles électriques	151
Tableau 3-9 Récapitulatif des puissances installées sur les lignes de recyclage des câbles en cuivre et en aluminium.....	152
Tableau 3-10 Consommation électrique pour la production normalisée d'aluminium et de cuivre sur les lignes de recyclage MTB	153
Tableau 3-11 Ratio de conversion entre la ligne de recyclage des câbles en aluminium et celle de recyclage des câbles en cuivre en fonction du débit.....	153
Tableau 3-12 Présentation des différents modules de la CABLEBOX CBR 2000.....	157

Tableau 3-13 Description de la formule de calcul de l'impact du transport des gisements de déchets	162
Tableau 3-14 Description de la formule de calcul de l'impact du traitement des lots de déchets	163
Tableau 3-15 Description de la formule de calcul de l'impact du déplacement de l'unité de recyclage.....	163
Tableau 4-1 Présentation des verrous scientifiques et des questions de recherche associées	171
Tableau 4-2 Présentation des différents types de paramètres dans le cadre de la vérification ETV et définitions associées	188
Tableau 4-3 Liste des paramètres de vérification et caractéristiques dans le cadre de la vérification ETV en cours chez MTB.....	189
Tableau 4-4 Hypothèses techniques et données d'inventaire familles de processus de recyclage.....	193
Tableau 4-5 Présentation des axes de performance et enjeux associés	201
Tableau 4-6 Prix de marché des matériaux (en €/kg) — extrait de l'étude (Cucchiella et al., 2015).....	204
Tableau 4-7 Formule de calcul du taux de recyclage.....	205
Tableau 4-8 Indicateurs environnementaux et méthodes associées utilisées dans le cadre de l'étude de la FEDREC et l'ADEME sur le recyclage en France en 2014 (FEDEREC et ADEME, 2017).....	208
Tableau 5-1 Présentation des gains environnementaux, économiques et sociaux de l'optimisation du scénario de recyclage des câbles en aluminium	237
Tableau 5-2 Résumé de l'évaluation des performances des scénarios comparés selon les indicateurs du triptyque de performances.....	241
Tableau 5-3 Comparaison des coûts de traitement des DEEE dans la filière formelle et informelle en Chine (Yang, Lu, et Xu, 2008).....	249
Tableau 5-4 Bénéfices prévus par la démarche d'éco-efficacité et bénéfices réels ou observés (Gutowski, 2018)	256

LISTE DES ACRONYMES

ACV	Analyse de Cycle de Vie
BDD	Base de Données
CAPEX	Dépenses d'investissement (<i>Capital Expenditure</i>)
CIFRE	Convention Industrielle de Formation par la Recherche
CSR	Combustible Solide de Récupération
CFL	Lampes Fluo-Compactes
DEEE	Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques
DEL	Diode Electro-Luminescente
DMC	Consommation Intérieure apparente de Matières (<i>Domestic Material Consumption</i>)
DIB	Déchets Industriels Banals
ECS	Courant de Foucault (<i>Eddy Current Separator</i>)
EPD	Déclaration Environnementale de Produit (<i>Environmental Product Declaration</i>)
ETV	Vérification des écotechnologies (<i>Environmental Technology Verification</i>)
FdV	Fin de Vie
GEM	Gros Électro-Ménager
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (<i>IPCC</i> en anglais)
IARC	Agence Internationale de Recherche sur le Cancer
ICE	Indicateurs de Condition Environnementale
IP(E)	Indicateur de Performance (Environnementale)
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
ISDND	Installations De Stockage De Déchets Non Dangereux
KPI	Indicateur clé de performance (<i>Key Performance Indicator</i>)
LCC	Analyse du coût du cycle de vie (<i>Life Cycle Costing</i>)
LFC	Lampes Fluo-Compactes
LME	<i>London Metal Exchange</i> – bourse de cotation des métaux à Londres
MFA	Analyse de flux (<i>Material Flow Analysis</i>)
MP	Matière Première
MPR	Matières Premières de Recyclage
MPS	Matières Premières Secondaires
MTD	Meilleures Techniques Disponibles
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
OMC	Organisation Mondiale du Commerce
OPEX	Dépenses d'exploitation (<i>Operational Expenditure</i>)
PAM	Petit Électro-Ménager
PEF	Empreinte Environnementale du Produit (<i>Product Environmental Footprint</i>)
PIB	Produit Intérieur Brut

POP	Perturbateurs Organiques Persistants
PVS	Protocole de Vérification Spécifique
QHSE	Qualité, Hygiène, Sécurité et Environnement
RB(A)	Résidus de Broyage (Automobile)
REP	Responsabilité Élargie du Producteur
RFB	Retardateurs de Flamme Bromés
RSE	Responsabilité Sociétale des Entreprises
SSD	Sortie du Statut de Déchet
TVA	Taxe sur la Valeur Ajoutée
TVAC	Taxe sur la Valeur Ajoutée Circulaire
UE	Union Européenne
VE	Véhicule Électrique
VHU	Véhicule Hors d'Usage

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Nous vivons dans une période de grande abondance matérielle jamais connue au cours de l'histoire humaine. Cette abondance est fondée sur des ressources énergétiques fossiles concentrées et bon marché. L'accès à une énergie considérable a rendu possible le développement exponentiel de l'humanité. Ce fort développement depuis la révolution industrielle s'est accompagné d'une importante dégradation du contexte planétaire. Si le volet climatique du dérèglement planétaire est largement documenté et médiatisé, notre civilisation s'approche également dangereusement des autres limites planétaires.

Notre civilisation vit aujourd'hui la fin de cette période d'abondance et nous prenons peu à peu conscience que notre modèle d'économie-monde n'est plus soutenable. Aussi, la première motivation de ces travaux de recherche est la conviction tenace qu'il est nécessaire d'agir pour sauver l'humanité et permettre aux prochaines générations de vivre dans un monde soutenable. Au sein de la société MTB, j'ai pu donner du sens à mon engagement professionnel en conduisant les travaux de recherche présentée dans ce manuscrit.

La consommation de matières premières n'a jamais été aussi forte. Surtout, les projections d'augmentation liées à l'accroissement démographique et du mode de vie mis en perspective des stocks finis de ressources naturelles laissent présager un monde non viable à long terme. De même l'approche linéaire du cycle de vie conduit à produire une quantité importante de rejets tout au long du cycle de vie. Ces rejets sont matérialisés par la production de déchets associés à la consommation de produits dont la complexité grandissante ne permet pas de mettre en œuvre des solutions simples de traitement.

Or les déchets concentrent les matériaux extraits de la croûte terrestre jusqu'à aujourd'hui. Et le sujet des déchets prend une importance grandissante à la fois dans les systèmes économiques et dans la prise de conscience citoyenne. Or le recyclage peut contribuer à répondre au découplage de la consommation de matières premières avec l'activité économique.

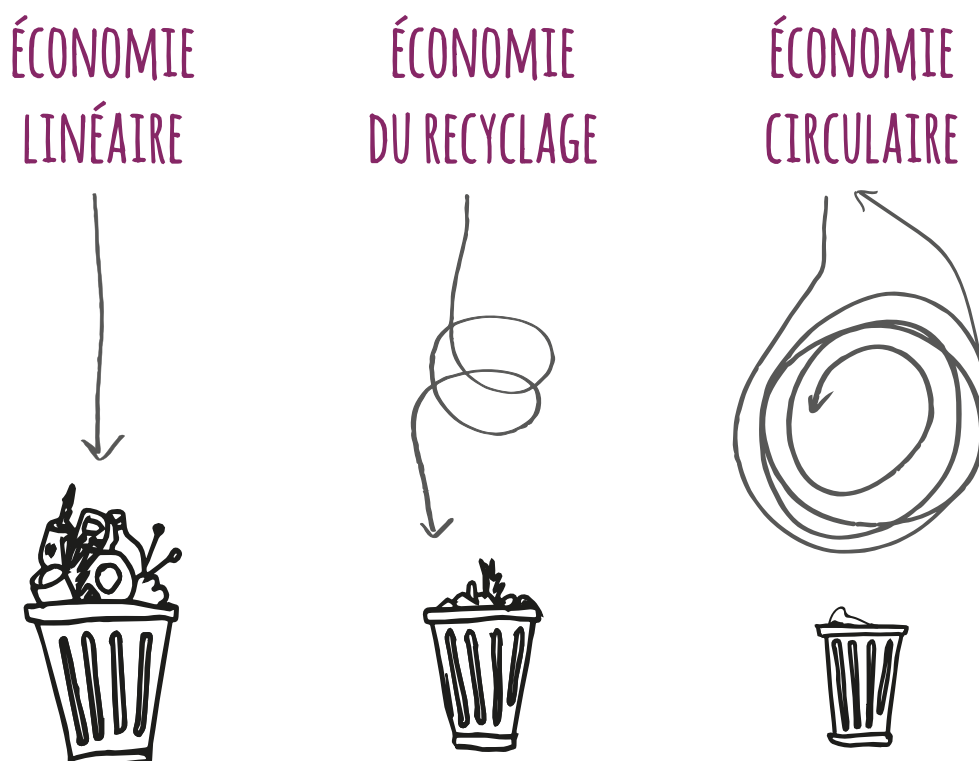
Ce travail de recherche s'inscrit dans une logique plus large de promouvoir un modèle alternatif au modèle d'économie linéaire : l'économie circulaire. Bien que la filière de recyclage ait déjà amorcé une transition, les conditions propices au développement d'un système vertueux ne sont pas encore toutes réunies. Et la quantité de déchets résiduels complexes continue d'augmenter sans que les solutions de recyclage disponibles sur le marché ne permettent pas de traiter ce type de déchets. De fait les matériaux sont perdus ou à minima leurs propriétés sont détériorées.

Les outils dont dispose la filière de traitement des déchets ne semblent pas répondre aux besoins de l'économie circulaire. En effet, les variables économiques restent les principaux indicateurs de décision pour la mise en œuvre de solutions de recyclage. Pour accompagner cette transition, il est nécessaire de mettre en œuvre des solutions performantes de traitement des produits en fin de vie.

C'est pourquoi nous avons engagé des travaux de recherches pour évaluer les performances des procédés pour la conception des scénarios de recyclage. Notre travail d'évaluation a donc eu pour enjeu d'élargir le spectre des critères d'évaluation en intégrant les autres piliers du développement durable, à l'exception du pilier social. La mesure des performances a nécessité la construction d'indicateurs adaptés, sur la base d'un référentiel de comparaison technique.

La méthodologie proposée pour l'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage permet de proposer aux différentes parties prenantes des résultats environnementaux et économiques sur la base d'un référentiel technique équivalent. La méthodologie proposée repose sur plusieurs outils d'analyse : analyse de flux de matières (MFA), Analyse de Cycle de Vie (ACV) et Analyse de coûts (LCC) dans un cadre technique de référence basé sur l'évaluation des écotechnologies (ETV).

Cette proposition méthodologique nécessite d'être systématisé dans le processus de conception de MTB. Il s'agit également d'automatiser la procédure de calculs pour fournir les données pertinentes dans leur prise de décision. Cette automatisation repose sur l'enrichissement de la base de connaissances de l'entreprise.



CHAPITRE 1 INTRODUCTION ET MISE EN CONTEXTE

RÉSUMÉ DU CHAPITRE 1

Ce premier chapitre a pour objectif de détailler le contexte qui justifie de travailler sur l'évaluation des performances des procédés pour la conception des scénarios de recyclage. Les principaux éléments de contexte qui justifient les travaux de recherche sont présentés sur la figure 1-1 : augmentation de la consommation de matières premières, production des déchets associés, complexité grandissante des produits, dérèglement climatique, etc. Dans la première section de ce chapitre, nous présentons le modèle linéaire de l'économie-monde. Dans la seconde section, nous précisons le cadre réglementaire sur les déchets qui contraint la fin de vie des déchets. L'alternative circulaire est présentée dans la dernière section de ce chapitre.

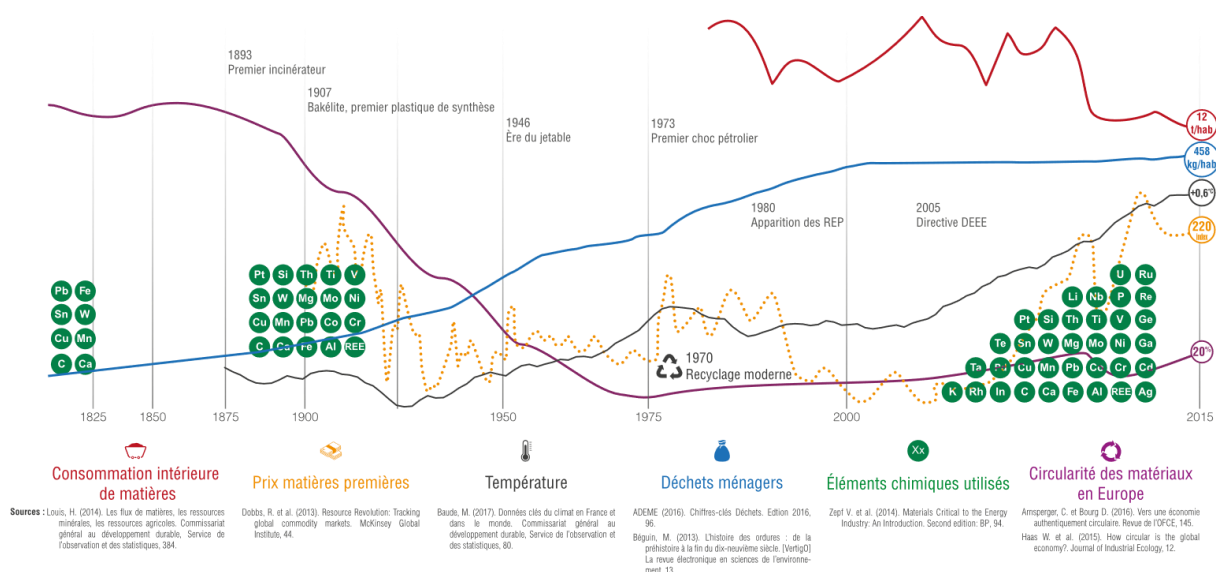


Figure 1-1 Présentation du contexte général des travaux de recherche

L'indicateur de **circularité des matériaux** proposé sur la figure 1-1 donne une valeur entre 0 et 1. Une valeur de 1 représente un modèle complètement circulaire où l'ensemble des matériaux sont réutilisés ou recyclés en fin de vie. En 2015, au niveau mondial, la valeur est proche de 9 %, et de 20 % dans l'Union européenne.

Le second indicateur présente la **consommation intérieure apparente de matières** (DMC), par habitant en France. Depuis 2008, cet indicateur tend à décroître.

Le troisième indicateur concerne la **production de déchets ménagers par habitant** à l'échelle française. Il inclut les ordures ménagères, les encombrants et les déchets collectés en déchèterie. Si la quantité d'ordures ménagères collectées par habitant diminue depuis les années 2000. En revanche, la production de déchets ménagers (incluant les collectes spécifiques : déchèteries, éco-organismes, etc.) par habitant est en légère augmentation chaque année. Le choix d'une représentation relative écrase la hausse de la quantité totale de déchets produits. En effet, entre 1800 et 2017, la population nationale française est passée de 28 à 67 millions d'habitants. Soit une production totale de déchets qui est passée sur la même période de 4 à 30 millions de tonnes.

Le quatrième indicateur présente le **nombre d'éléments chimiques utilisés** et permet de traduire la complexité des produits et en fin de vie celles des déchets. Aujourd'hui, plus des trois quarts des éléments chimiques connus du tableau de Mendeleïev ont une application industrielle.

L'**index du prix des matières premières** permet de visualiser une corrélation avec l'intérêt pour le recyclage et donc la circularité des matières. Après une baisse continue au XX^e siècle, un tournant a été amorcé depuis le début des années 2000 avec une augmentation du prix des matières premières.

Enfin, l'**indicateur de température** permet de représenter la hausse de la température mondiale depuis le début de l'ère industrielle. Il traduit la crise environnementale sous-jacente.

1.1 CONTEXTE DE L'ÉCONOMIE MONDE

1.1.1 Présentation de l'approche linéaire du cycle de vie

Aujourd'hui, l'économie monde* est basée sur un mode de production et de consommation linéaire. Nous pouvons décrire la vie d'un produit comme une succession de cinq phases : extraction, transformation, distribution, utilisation et élimination. La figure 1-2 présente l'articulation de ces cinq phases. Chaque phase de vie du produit est envisagée de façon indépendante sans connexion avec les étapes $n+2$ et $n-2$. Dans l'approche linéaire, la Nature est utilisée comme un fournisseur de ressources en début de chaîne de valeur*. Et il n'y a rien dans la théorie économique qui prend en compte les limites physiques de ces flux de matières issus de l'Écosphère* (Hall et Klitgaard, 2012). Pendant les phases de fabrication, d'utilisation ou de fin de vie, la Nature est définie comme une limite biophysique (Isenmann, 2003).

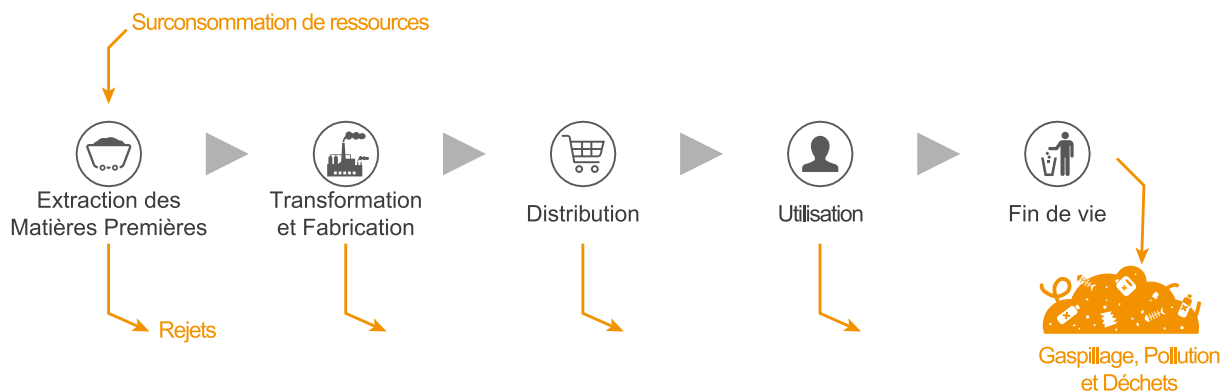


Figure 1-2 Présentation de l'approche linéaire des phases de vie d'un produit

L'approche conventionnelle du cycle de vie linéaire repose sur une vision cloisonnée de l'activité économique et de l'Écosphère. La vision de l'Écosphère, c'est-à-dire l'écosystème planétaire global, comme une ressource infinie nous conduit inexorablement vers un effondrement par épuisement (Jancovici, 2017). Jusqu'à présent dans cette approche, les impacts des activités humaines sont traités selon l'approche *end of pipe*, c'est-à-dire en bout de chaîne plutôt qu'à la source. L'environnement est un élément extérieur perturbé par l'activité économique. Dans cette perspective, il s'agit de minimiser les impacts du système industriel sur l'extérieur, c'est-à-dire sur la Nature. Les pollutions liées au modèle linéaire, que nous présentons dans les sections suivantes, sont traitées de façons cloisonnées et linéaires, en bout de chaîne, par des dispositifs techniques correctifs (Tranchant et al., 2004).

L'idée de bouclage des flux et d'interdépendance est négligée. Seuls les conséquences et symptômes sont adressés sans travailler sur les causes. Résultat, les solutions qui sont mises en œuvre se révèlent insuffisantes et coûteuses à long terme pour pallier les problèmes environnementaux. Dans cette approche linéaire du cycle de vie, les différentes parties prenantes sont déconnectées les unes des autres en dehors de l'interface directe entre deux phases de vie (Skerlos, 2015).

1.1.1.1 Consommation de ressources minières

Basée sur un mode de production linéaire, l'économie monde est extrêmement consommatrice de ressources naturelles (Hametner et al., 2016). Nous faisons la distinction entre les ressources minières (matériaux de construction, minéraux industriels, métaux, etc.) et les ressources fossiles liées à la production d'énergie. Une seconde distinction existe entre ces deux catégories de ressources naturelles l'usage énergétique des ressources fossiles s'accompagne par nature de leur destruction définitive (Hubbert, 1971). Les ressources renouvelables* sont des ressources dont les réserves se renouvellent normalement plus rapidement que leur consommation. Les ressources non renouvelables correspondent à des ressources naturelles qui peuvent être complètement épuisées à la surface de la Terre en raison de l'exploitation par l'homme. Une fois la ressource épuisée, il faudra soit se tourner vers d'autres technologies, soit trouver des matières premières (MP) de substitution.

À mesure que la population mondiale augmente, la demande en ressources naturelles est de plus en plus forte, surtout en suivant le mode de vie consumériste des pays développés. Par définition, les ressources naturelles non renouvelables sont en quantité limitée et l'offre ne pourra pas continuellement répondre à la demande (Worrell, 2016). Cette augmentation de la demande se traduit par une tendance à la hausse du prix des ressources minières, visibles sur la figure 1-3. Après une chute prolongée du prix des MP et donc de la part du Produit Intérieur Brut (PIB) allouée aux ressources, cette part doit augmenter légèrement dans les prochaines années pour atteindre 15 à 20 % du PIB mondial (Meadows, Randers, et Meadows, 2004). Les difficultés croissantes pour extraire les ressources naturelles expliquent cette augmentation.

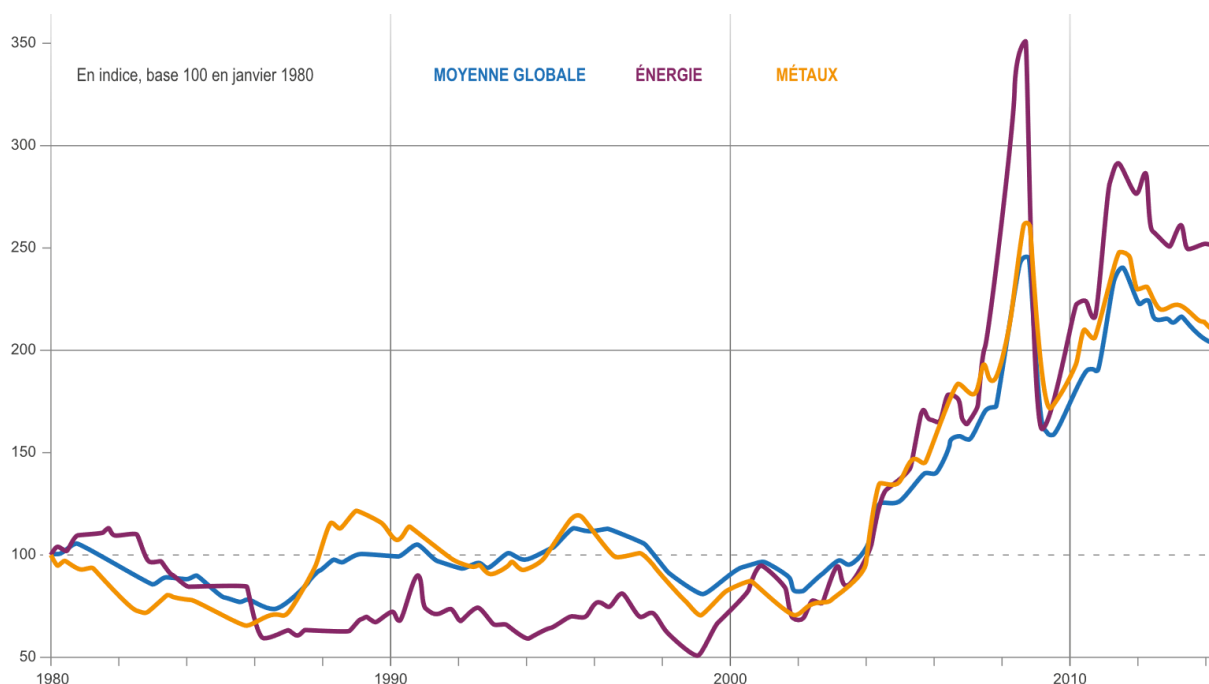


Figure 1-3 Évolutions du prix des matières premières en indice – MGI Commodity Price Index (Dobbs et al., 2013)

Au-delà de la demande en ressources primaires non renouvelables qui augmente, il s'agit également d'une augmentation du nombre d'éléments chimiques élémentaires utilisés dans l'industrie pour la production de produits. La demande est à la fois quantitative et numéraire. Comme le montre la figure 1-4, notre civilisation est passée de l'utilisation de quelques éléments chimiques au début de l'ère industrielle à plus des trois quarts des éléments chimiques connus du tableau de Mendeleïev qui ont une application économique au XXI^e siècle.

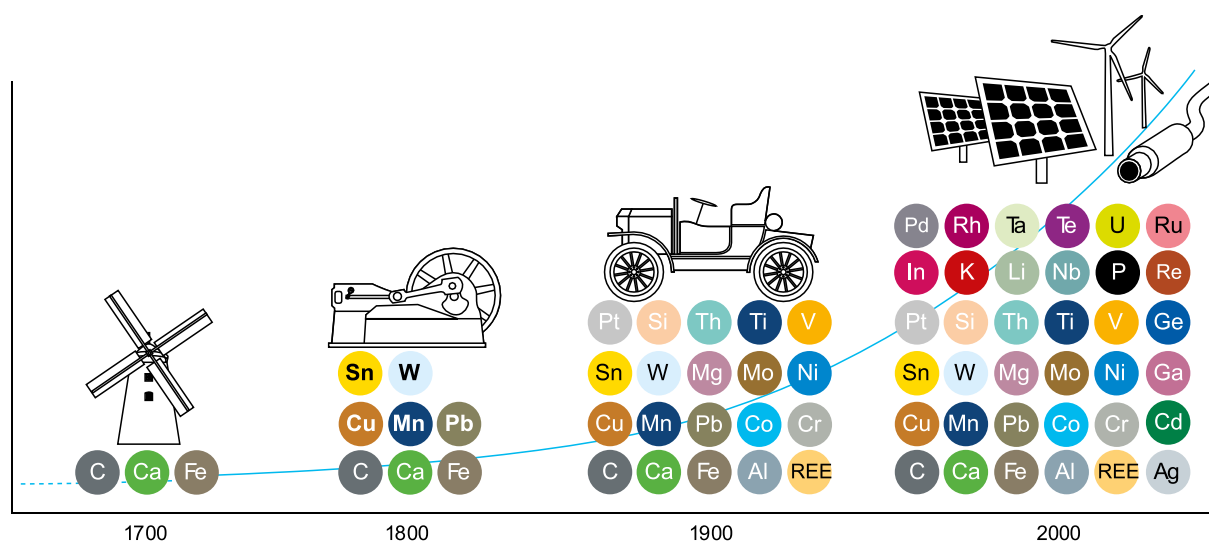


Figure 1-4 Présentation de l'évolution du nombre d'éléments du tableau périodique utilisés dans l'industrie (Zept et al., 2014)

Les produits deviennent de plus en plus complexes à mesure que de nouveaux matériaux sont intégrés. Du point de vue de la Fin de Vie (FdV), A. Van Schaik propose la définition suivante pour les produits complexes (Van Schaik et Reuter, 2014) :

Les Véhicules Hors d'Usage (VHU), les Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques (DEEE) de même que les piles et accumulateurs utilisés dans ces produits et d'autres sont des exemples de produits multimatériaux complexes dans lesquels les matériaux utilisés sont liés, assemblés et mélangés de manière complexe par des connexions chimiques et constructives. Cette complexité (fonctionnelle) du produit implique que les métaux et les autres matériaux arrivent chez les opérateurs de recyclage toujours en mélange avec d'autres métaux, alliages et composés, y compris les plastiques et autres matériaux.

En somme, la complexité est décrite comme la conception d'un produit avec plusieurs matériaux, dont l'assemblage ne permet pas une séparation manuelle en fin d'usage. Ainsi, la présence de ces matériaux est de plus en plus diffuse dans l'ensemble des biens de consommation et ils se retrouvent mélangés en FdV. L'utilisation d'éléments chimiques spécifiques répond le plus souvent à une fonction déterminée par la phase d'usage du produit. Ces éléments participent à l'accroissement des performances du produit, qu'elles soient techniques, ergonomiques, fonctionnelles, économiques, etc. Ces dernières années, nous avons choisi la voie de la haute technologie pour répondre aux enjeux de sociétés (Bihouix, 2017).

1.1.1.2 Consommation de ressources énergétiques fossiles

En parallèle de la demande en ressources minières, l'approche linéaire est fortement consommatrice d'énergie (Hametner et al., 2016). Comme le montre la figure 1-5, l'économie mondiale utilise majoritairement des sources d'énergie à base de ressources non renouvelables (fossiles et nucléaire). La part du nucléaire est assimilée aux énergies fossiles au sein des énergies non renouvelables, car le combustible minier (uranium) est perdu après le cycle de production d'énergie. La proportion de ressources énergétiques non renouvelables était de 87 % en 1990, et cette proportion devrait se maintenir au-dessus de 70 % en 2035.

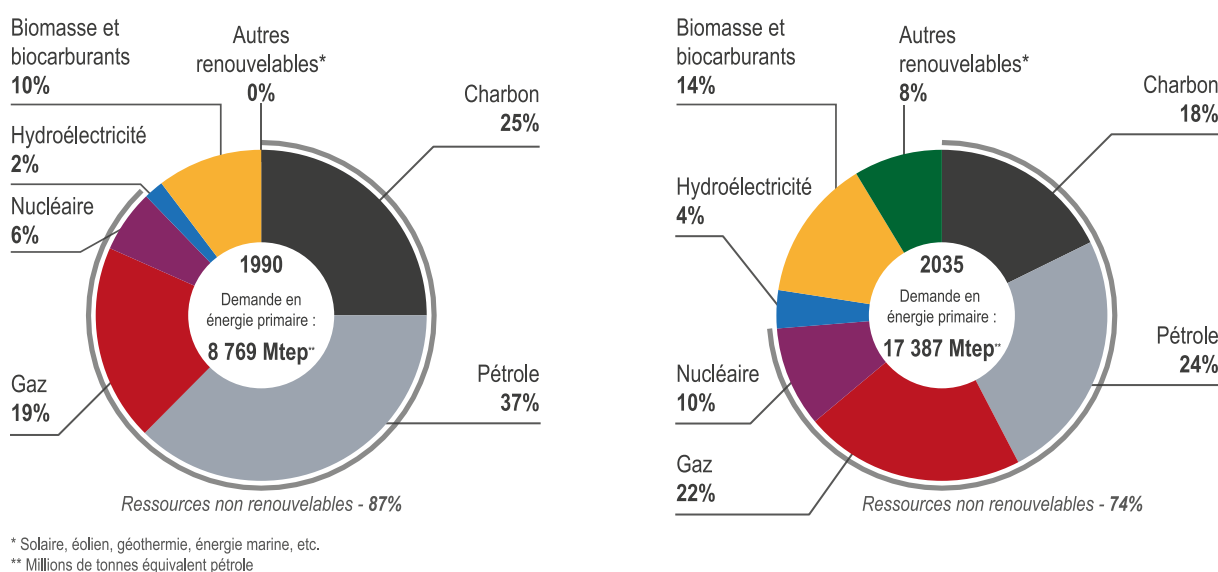


Figure 1-5 État des lieux du mix énergétique mondial en 1990 et projection en 2035 avec l'objectif 2 °C (IEA, 2014a)

L'augmentation de la population mondiale et du niveau de vie moyen va de pair avec la croissance de la demande en ressources fossiles non renouvelables. Il est important de noter la différence entre la notion de ressources et de réserves. Les ressources englobent la totalité des gisements ou stocks en terre (Hubbert, 1971). Quant au terme réserve, il correspond à la quantité économiquement extractible avec les Meilleures Techniques Disponibles (MTD) à un instant donné. En termes de réserves, pour les formes solides ou non conventionnelles (charbon, lignite, schistes bitumineux, hydrates de gaz, etc.), les techniques actuelles ne permettent que des évaluations grossières. Pour les formes liquides ou gazeuses, les ressources peuvent être estimées avec une meilleure précision, de l'ordre de $\pm 30\%$ pour le pétrole et $\pm 50\%$ pour le gaz.

Le *peak oil* conventionnel c'est-à-dire la quantité maximale de pétrole produite en une année par les techniques conventionnelles d'extraction a été atteint au niveau mondial en 2005 (Giraud, 2015). Cette date ne correspond pas à l'épuisement des ressources pétrolifères de la planète. Il correspond au moment où il devient impossible d'augmenter davantage le flux d'huile noire extraite du sous-sol par unité de temps. Sans l'extraction par la fracturation hydraulique de la roche mère, c'est-à-dire les techniques non conventionnelles, la production n'aurait pu se maintenir et augmenter durant la dernière décennie.

En incluant les ressources non conventionnelles, le *peak oil* et le *peak gas* seront atteints respectivement en 2020 et 2030 (Giraud, 2015). Ces échéances obligent à revoir dès à présent la dépendance de notre civilisation vis-à-vis des énergies fossiles sous peine de précipiter l'effondrement de l'économie monde. Ces échéances ne se traduiront pas par un épuisement brutal, mais par un glissement vers une énergie de plus en plus chère et la nécessité d'une transition vers des énergies nouvelles. Aussi, la visualisation de ces échéances est abstraite, car non liée à une rupture. La transition énergétique* à l'aide des énergies renouvelables doit préparer une société avec un pétrole trop cher.

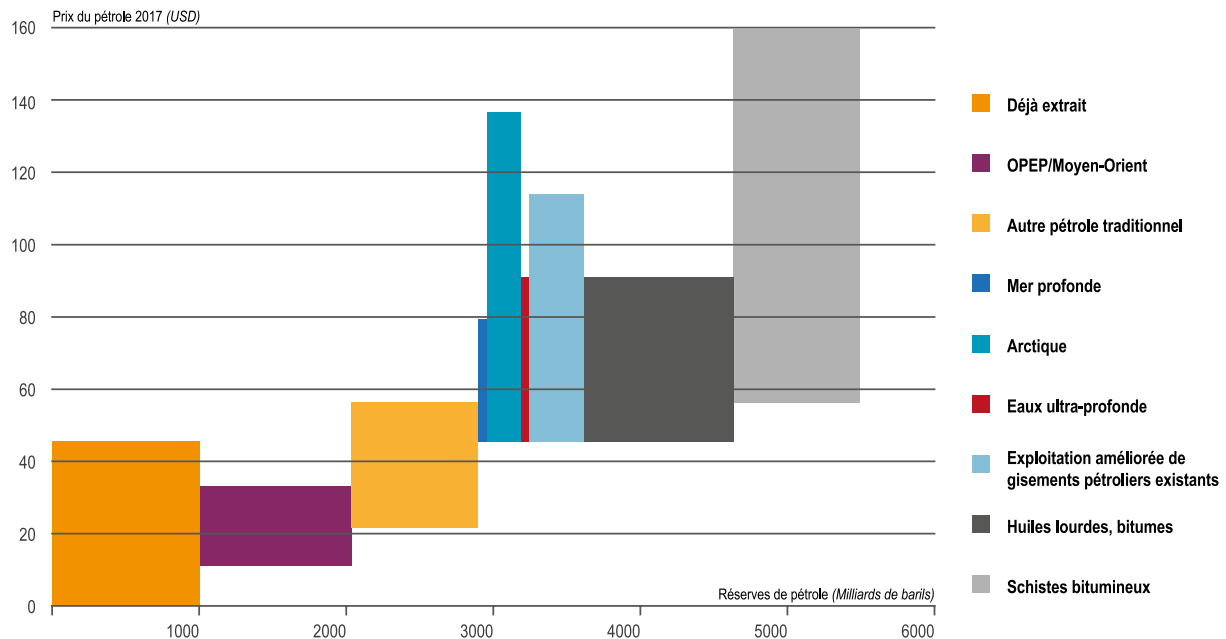


Figure 1-6 Représentation de la dépendance des réserves pétrolières au prix du pétrole (IEA, 2013)

1.1.2 Conséquences de l'approche linéaire du cycle de vie

Jusqu'au début des années 70, l'humanité consommait moins de ressources que ce que pouvait lui procurer la Nature (biocapacité*). Depuis, elle est devenue débitrice selon le Global Footprint Network (2018). À l'échelle mondiale, il faut désormais 1,7 planète pour subvenir à la demande annuelle des 7,5 milliards d'humains. L'empreinte écologique* de notre civilisation est proche de 70 % de ce que la terre peut nous offrir, avec de grandes disparités suivant les pays (Wiedmann et al., 2015). En incluant l'énergie, l'empreinte écologique est doublée pour atteindre 150 %.

Notre surconsommation de ressources et la dépendance de l'économie monde vis-à-vis des ressources énergétiques fossiles accélère l'épuisement de la biocapacité (Toth et Szigeti, 2016). L'économie monde dans son approche linéaire est fortement carbonée et matérielle. De fait, les systèmes industriels ne sont pas durablement compatibles avec le fonctionnement des écosystèmes planétaires (Graedel, 1996). Graedel a conceptualisé la notion d'écologie industrielle pour répondre aux crises qui menacent notre civilisation.

1.1.2.1 Décarbonisation de l'économie et défi climatique

Les énergies fossiles utilisées sont principalement des sources (charbon, gaz et pétrole sur la figure 1-5) dont la combustion s'accompagne d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), on parle alors d'énergie carbonée. Or l'origine anthropique du dérèglement climatique trouve sa source dans les émissions de GES depuis le début de l'ère industrielle (Lashof et Ahuja, 1990). Jusqu'à présent, la croissance du PIB est fortement corrélée à la croissance du flux de pétrole extrait (Luderer et al., 2018). L'économie monde serait donc dans l'incapacité de faire croître son PIB, sinon en se libérant de la contrainte pétrolière. La notion de déconnexion de la croissance du PIB et de la consommation de ressources fossiles est définie comme la décarbonisation* de l'économie (Deutch, 2017).

Depuis la révolution industrielle, les scientifiques constatent un accroissement régulier des émissions polluantes et plus spécifiquement des GES dans l'atmosphère (Yao, Feng, et Hubacek, 2015). Et la tendance s'apparente à une courbe exponentielle comme le montre la courbe de la pollution sur la figure 1-7. La situation environnementale globale est déjà fortement dégradée : érosion de la biodiversité, augmentation des catastrophes naturelles, élévation des températures, fontes des glaces, etc. (Bottin, Joassard, et Morard, 2014).

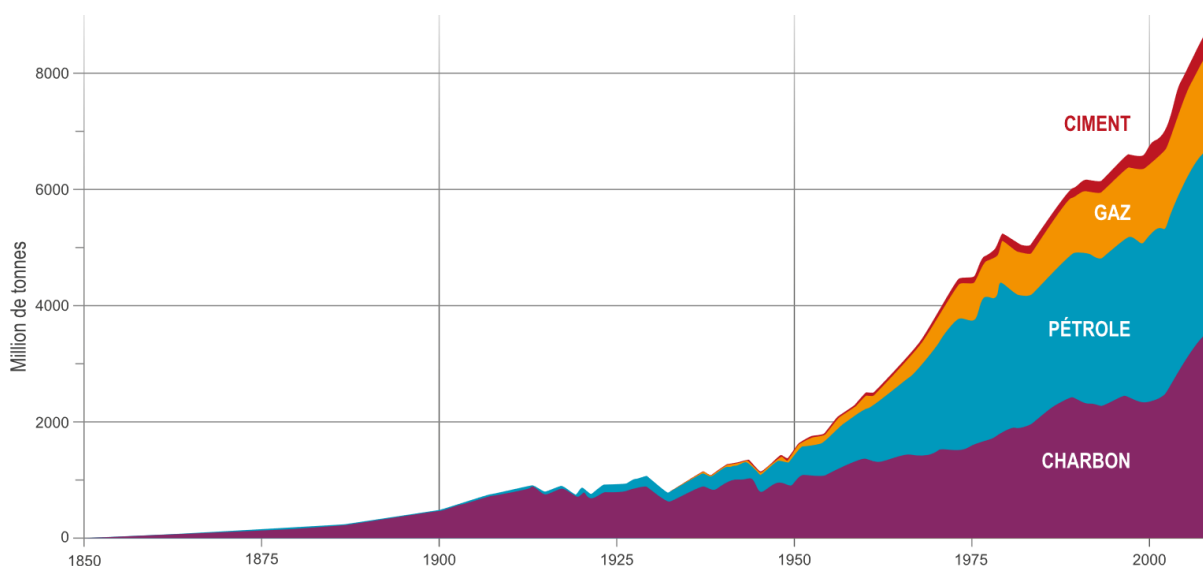


Figure 1-7 évolutions des émissions de carbone dans l'atmosphère par sources depuis la révolution industrielle (Melillo, Richmond, et Yohe, 2014)

Mathus (1798) a théorisé très tôt le risque écologique lié à la surpopulation. La révolution agricole et la croissance du PIB par habitant dans l'agriculture a réfuté son pessimisme. Toutefois, le Club de Rome a initié une étude scientifique reposant sur un modèle informatique de type dynamique pour étudier le risque d'une croissance démographique en termes d'empreinte écologique. Pour la première fois, une étude globale souligne les dangers écologiques de la croissance économique et démographique que connaît le monde à cette époque. Les résultats sont publiés dans le manifeste *The Limits to Growth* de Meadows et al. publié en 1972. Sur la base de cette modélisation, plusieurs scénarios ont été proposés.

Sans changement de notre façon de produire et de consommer, l'économie monde tend vers un effondrement (Steffen et al., 2015). Le terme effondrement correspond aux risques de déclin imminent de l'économie et du monde industriel contemporain qui incluent l'extinction de nombreuses espèces vivantes, dont l'espèce humaine. Cette notion renvoie au péril systémique provoqué directement par le mode de fonctionnement de notre économie. Les théories de l'effondrement s'appuient sur des indices mesurables et des études documentées qui reposent sur des recherches prospectives dont nombre de paramètres sont à valider scientifiquement.

L'actualisation des données du rapport *The Limits to Growth* démontre que l'économie monde est encore moins durable qu'en 1972 (Meadows, Randers, et Meadows, 2004). La figure 1-8 présente les résultats avec la tendance de l'époque (*business as usual*). Cette figure propose une actualisation avec les chiffres du dernier quart du XX siècle (Randers, 2014). En utilisant les dernières tendances, J. Randers expose que l'économie monde ne va pas vers le scénario de l'épuisement des ressources, mais vers une crise environnementale due à la pollution. Cette crise environnementale s'accompagne de dégâts irréversibles sur la planète qui entraînera de facto une augmentation du taux de mortalité à l'horizon 2030 et in fine l'effondrement de l'économie.

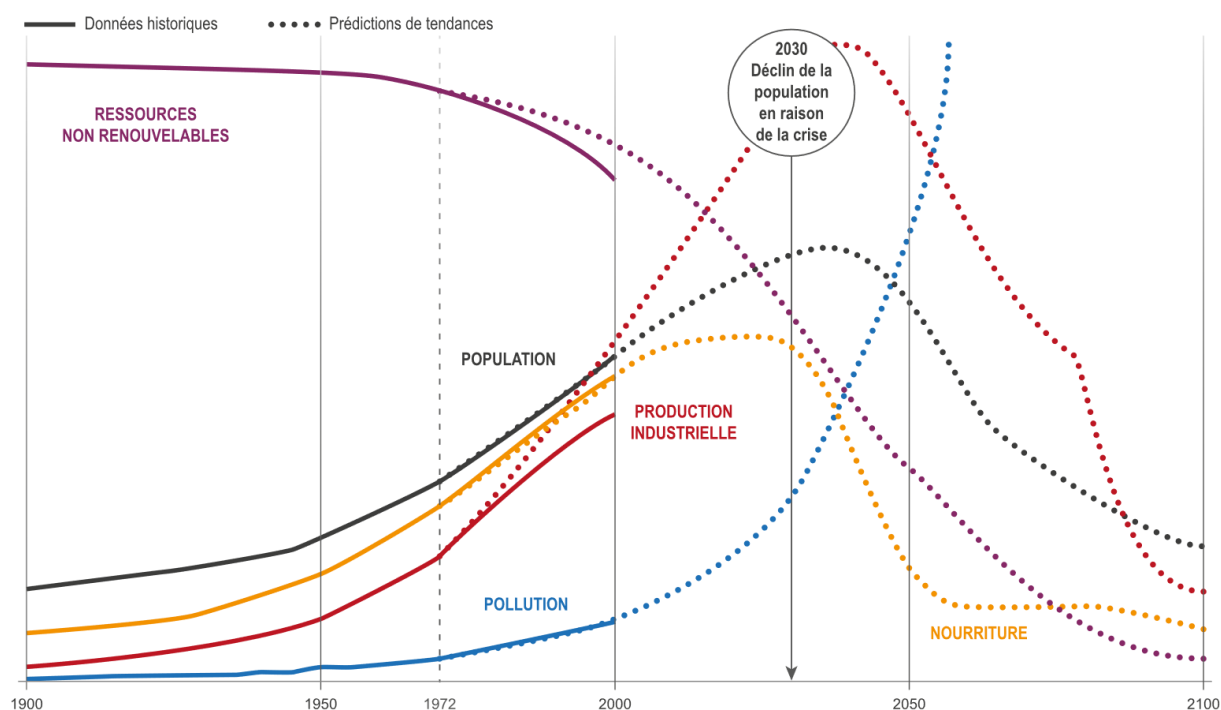


Figure 1-8 Présentation du scénario *business as usual* de l'étude *Limits to Growth* actualisé en 2004 (Meadows, Randers, et Meadows, 2004)

D'après les travaux du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC)¹ affirment que le changement climatique ne peut être arrêté que si le monde effectue

¹ Le GIEC est le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat – en anglais IPCC pour *Intergovernmental Panel on Climate Change* – dans la suite du manuscrit les références bibliographiques du GIEC sont indiquées avec l'acronyme anglais.

des changements majeurs et coûteux. Cela signifie réduire les émissions mondiales de CO₂ de 45 % par rapport aux niveaux de 2010 d'ici 2030, de réduire l'utilisation du charbon à presque zéro et d'utiliser jusqu'à 7 millions de km² pour des cultures énergétiques. Les dix prochaines années seront particulièrement stratégiques pour relever ce défi environnemental (IPCC, 2018). La complexité du défi à relever repose notamment sur la gestion en parallèle du stress sur les ressources et la pollution de l'ensemble des compartiments terrestres : air, eau et sol.

La transition vers les énergies renouvelables tarde à réduire l'intensité énergétique* de notre économie. Cette situation nous pousse inexorablement vers une élévation des températures au-delà des 2 °C d'augmentation en moyenne sur le globe. Selon les modèles les plus optimistes, l'élévation des températures sera de +2,5 °C en 2080 (Stocker et al., 2013). L'urgence est donc de travailler sur la réduction des émissions polluantes par exemple en privilégiant la production de MP plus sobre en énergie.

La majorité des politiques de protection de l'environnement cherchent à limiter les conséquences de la pollution avec la mise en œuvre de solutions curatives. Conceptuellement, la perspective *end of pipe* (en bout de chaîne) suppose une vision de l'environnement comme étant extérieur à l'activité économique. Dans cette perspective, il s'agit de minimiser les impacts du système industriel sur l'extérieur, c'est-à-dire l'environnement. L'activité économique et le système industriel sont vus comme indépendants de l'écosphère (Erkman, 2004). De fait, les causes ne sont pas supprimées, mais seulement endiguées. Selon Randers (2014), le coût des externalités* négatives sur l'environnement va limiter le développement économique dans les prochaines décennies (figure 1-9).

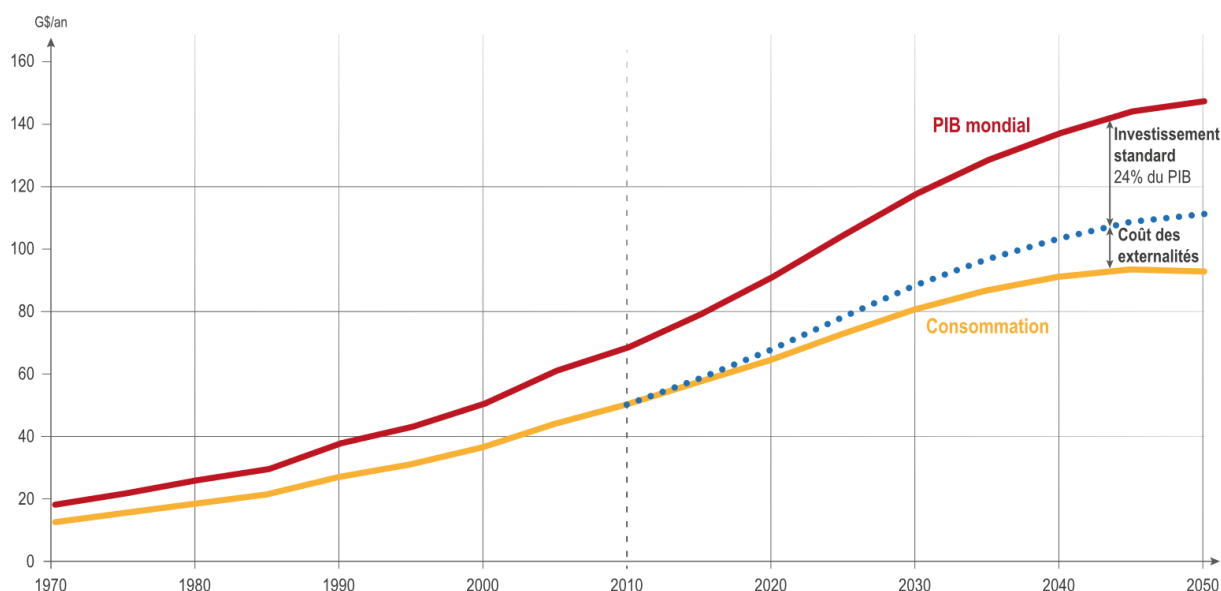


Figure 1-9 Production, consommation et investissements – Monde 1970 à 2050 (Randers, 2014)

La prise en compte en bout de chaîne des dommages environnementaux s'accompagne d'une hausse des dépenses de protection de l'environnement. Cette perspective est déjà observée au niveau français. En effet, le coût des externalités environnementales négatives

liées à la protection de l'environnement croît plus rapidement que le PIB français comme le montre les données du Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) présentées sur la figure 1-10, ci-dessous.

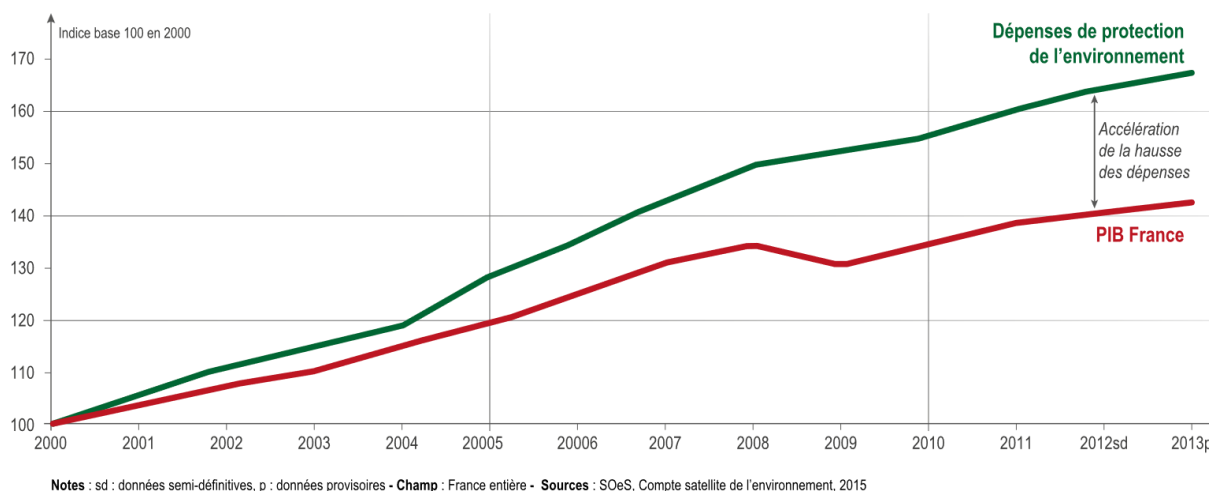


Figure 1-10 Évolution de la dépense de protection de l'environnement et du PIB en France (Auzanneau et al., 2018)

1.1.2.2 Dépendance de l'économie monde aux ressources minières

La dépendance de l'économie monde à l'extraction des ressources minières est mesurée par le degré de **circularité des matériaux***. La littérature propose différents indicateurs pour mesurer la circularité (Elia, Gnoni, et Tornese, 2017 ; Haupt, Vadenbo, et Hellweg, 2016 ; Kirchherr, Reike, et Hekkert, 2017 ; Pigosso, Rodrigues, et McAloone, 2017). Ici, nous proposons la représentation de Haas et al. (2015), cet indicateur est donné sous la forme d'une valeur comprise entre 0 et 1. Une valeur de 1 représente un modèle complètement circulaire où l'ensemble des matériaux sont réutilisés ou recyclés en FdV. En 2015, au niveau mondial, la valeur était de 9 %. Dans l'Union européenne (UE), cette valeur est proche de 20 %, la figure 1-11 présente les flux de matières en Europe. La dépendance vis-à-vis des MP est toujours aussi forte pour compenser les pertes en fin de cycle de vie.

Si nous nous intéressons plus spécifiquement à l'économie française, le **découplage** ou dématérialisation est encore timide (Bottin, Joassard, et Morard, 2014 ; Legrain, 2014). Le découplage désigne la rupture du lien entre une variable environnementale et une variable économique. Selon la définition de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE), il existe un découplage lorsque le taux de croissance d'une pression environnementale est inférieur au taux de croissance de la force motrice économique, généralement le PIB, pendant une période donnée (OCDE, 2002). L'institut européen Eurostat précise également deux possibilités pour le découplage. Il est absolu lorsque la variable environnementale demeure stable ou diminue, tandis que la variable économique augmente. Le découplage est relatif lorsque la variable environnementale varie, mais dans une moindre mesure que la variable économique (EUROSTAT, 2006).

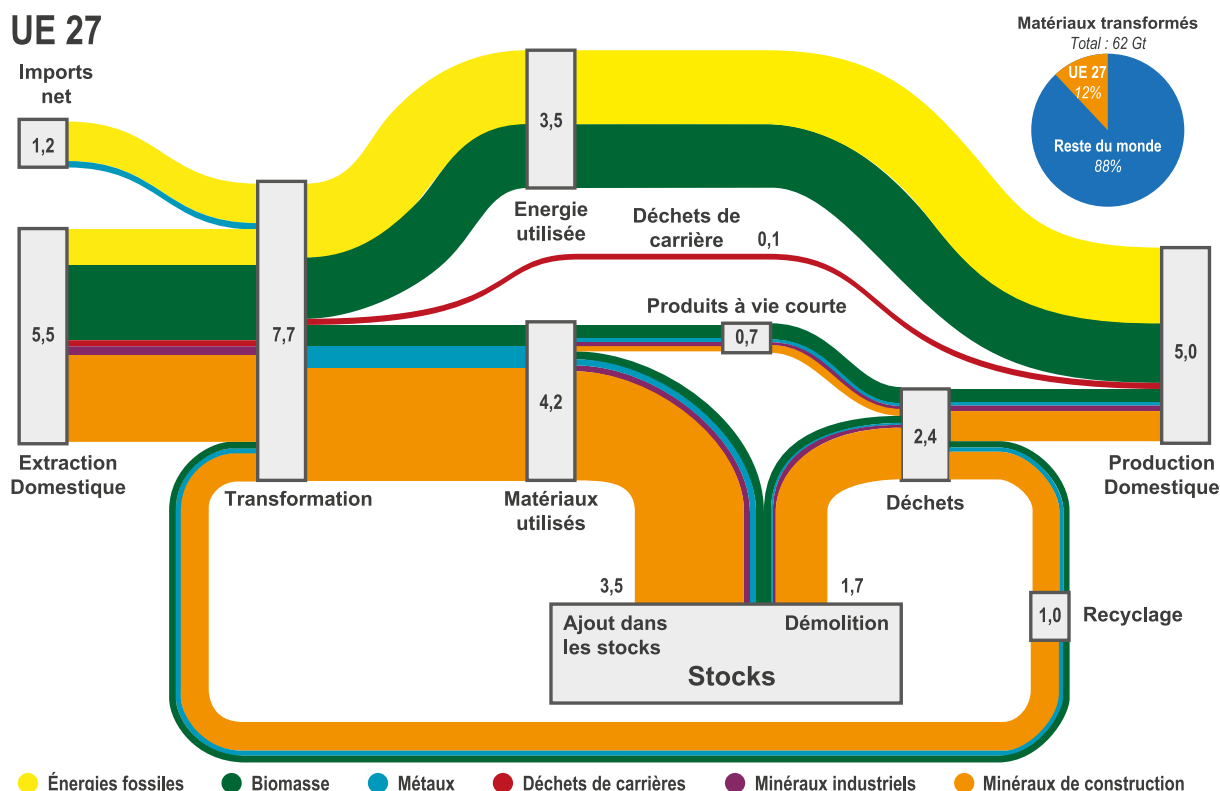


Figure 1-11 Diagramme du flux de matières en Europe en 2005, en Gt/an (Haas et al., 2015)

La figure 1-12 présente l'évolution de la consommation intérieure apparente de matières agrégée en France. La consommation intérieure de matières (DMC, *Domestic Material Consumption*) permet de suivre la dépendance de l'économie aux MP. L'indicateur DMC agrège les combustibles fossiles, les produits minéraux et agricoles, extraits du territoire français (métropole et DOM) ou importés sous forme de MP ou de produits finis, moins les exportations. Une seconde courbe présente la valeur de la consommation de matière par habitant. Il s'agit du rapport entre la quantité DMC et la population française.

Une troisième courbe présente la valeur de l'intensité matérielle. Cette valeur est calculée en utilisant le rapport de la DMC par la valeur du PIB. L'intensité matérielle permet d'observer l'évolution de l'efficacité/recyclabilité des matériaux. Selon les chiffres 2016 de l'ADEME², la production de déchets s'élève à 345 millions de tonnes tous secteurs confondus (tableau 1-5), soit de l'ordre de 40 % du besoin apparent en matières. Environ 334 millions de tonnes sont non dangereuses (97 %) et 11 millions de tonnes sont des déchets dangereux. En 2016, 64 % des déchets non dangereux et 31 % des déchets dangereux traités en France ont été recyclés, le reste étant incinéré ou stocké (ADEME, 2016a).

L'évolution du tonnage des matières recyclées par l'économie en regard du tonnage total de matières qu'elle mobilise (DMC) renseigne sur sa capacité et sa tendance à réutiliser des produits et à produire des matières premières secondaires (MPS) ou matières premières de

² ADEME, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie : <https://www.ademe.fr/>

recyclage (MPR)³, en substitution des MP vierges. Le découplage relatif observé depuis les années 1990 est largement expliqué par le recours majeur à la délocalisation qui permet la production de masse (Bihouix et De Guillebon, 2013). Cette délocalisation se traduit par la chute de la contribution de l'industrie manufacturière dans le PIB de l'économie française (figure 1-13).

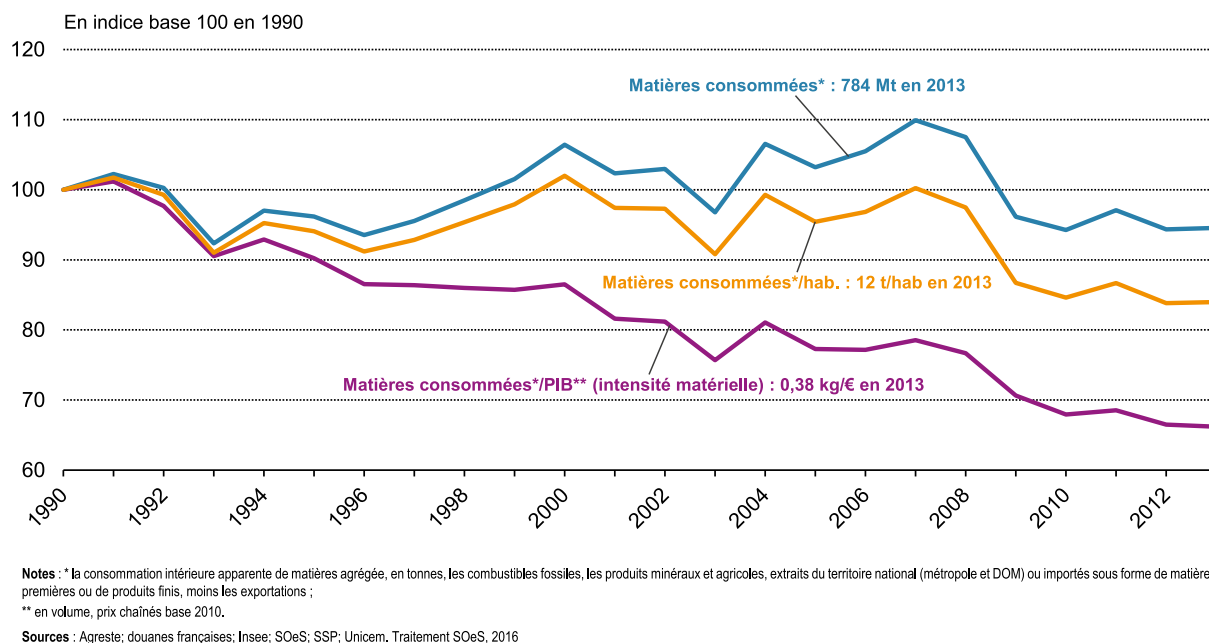


Figure 1-12 Évolutions de la consommation de matières et de l'intensité matérielle de l'économie française (Bottin, Joassard, et Morard, 2014)

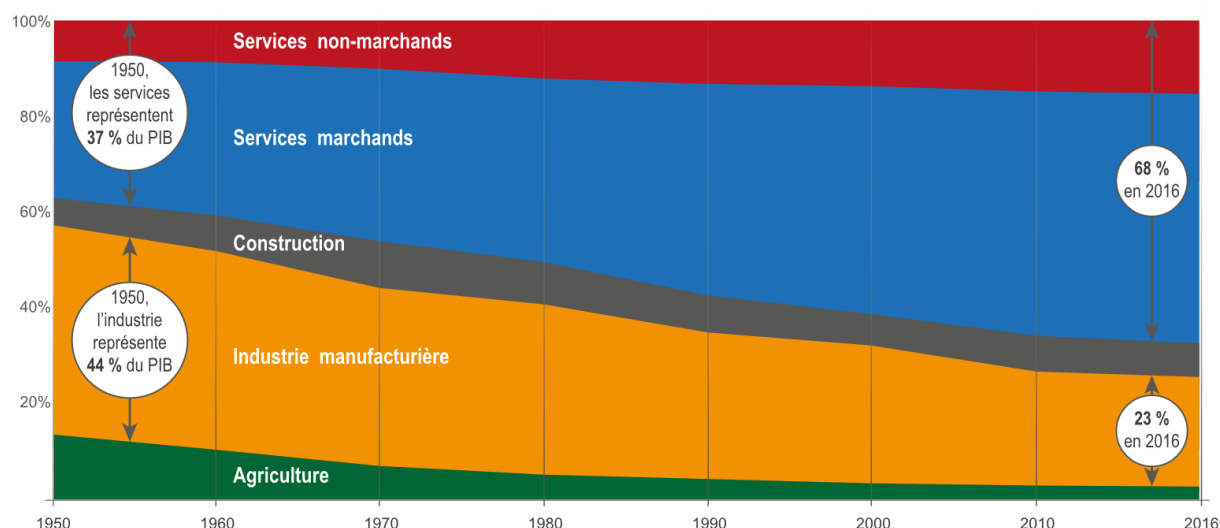


Figure 1-13 Évolution de la contribution des branches d'activités dans le PIB de l'économie française (INSEE, 2017)

³ Les acronymes **MPS** et **MPR** sont équivalents, dans la suite de ce manuscrit nous utilisons MPR pour Matières Premières de Recyclage ou Matières Premières Recyclées.

1.1.2.3 Épuisement des ressources minières

Selon les données de Meadows *et al.*, nous sommes arrivés au pic de consommation des ressources naturelles (figure 1-8). L'économie monde n'a jamais été aussi matérielle et carbonée. L'extractivisme minier a été multiplié par trois depuis 1980 afin de soutenir une demande en ressources toujours plus forte, notamment pour les nouvelles technologies. Jusqu'à présent, le recours aux ressources minières primaires suffit aux besoins de l'économie (Bihouix et De Guillebon, 2013).

Les métaux abondants tels que le fer, le cuivre, le zinc, l'aluminium ou le plomb coexistent avec une famille d'une trentaine de métaux rares. Il s'agit notamment du gallium coproduit* de l'aluminium, le sélénium et le tellure associés au cuivre, l'indium et le germanium sous-produits du zinc (Bihouix et De Guillebon, 2013). Certains minerais sont en voie d'épuisement (Henckens, Driessen, et Worrell, 2014 ; Worrell, 2016). Le tableau 1-1 montre le taux d'épuisement des ressources métalliques utilisées dans l'industrie électronique. Ce taux d'épuisement est préoccupant pour la majorité de ces métaux à l'horizon 2100. Surtout, le taux d'épuisement n'anticipe pas les nouveaux usages (par exemple les véhicules électriques) et la forte croissance de la demande au sein des économies émergentes.

Tableau 1-1 Ressources métalliques utilisées dans l'industrie électronique : demande, taux d'épuisement et taux de recyclage (Gerritsen, 2017)

Mineral	Utilisation	Demande	Taux épuisement	Recyclage
Cobalt	Batteries Lithium-ion	Faible	Faible (> 1000 ans)	> 50 %
Cuivre	Circuit imprimé	Forte	Moyen (100-1000 ans)	> 50 %
Étain	Soudures	Forte	Moyen (100-1000 ans)	> 50 %
Gallium	Semiconducteurs	Faible	Faible (> 1000 ans)	≤ 1 %
Indium	Semiconducteurs, écrans tactiles, solaire	Moyenne	Faible (> 1000 ans)	≤ 1 %
Nickel	Aciers inoxydables	Forte	Moyen (100-1000 ans)	> 50 %
Or	Connecteurs, circuits imprimés	Très forte	Fort (< 100 ans)	> 50 %
Tantale	Condensateurs	Faible	Faible (> 1000 ans)	≤ 1 %
Terres rares	Aimants permanents	Faible	Faible (> 1000 ans)	≤ 1 %
Tungstène	Moteur	Forte	Moyen (100-1000 ans)	35 %

Pour rendre compte de l'épuisement des ressources minières en fonction des nouveaux usages et de l'évolution de la demande, nous utilisons le graphique de la figure 1-14. Cette représentation permet de présenter une projection du taux d'épuisement des ressources minières en intégrant les nouveaux besoins.

Au regard de l'épuisement rapide de certaines ressources naturelles, la Commission européenne a établi une liste de 27 matières premières classifiées comme critiques (annexe 1). Ces métaux ne sont pas tous rares au sens géologique, mais sont stratégiques pour notre économie. L'UE introduit la notion de criticité des matériaux sous le spectre

stratégique de l'approvisionnement en minerais. Il s'agit d'une rareté d'ordre industriel où l'approvisionnement est menacé compte tenu des tensions entre l'offre et la demande. (European Commission, 2017a).

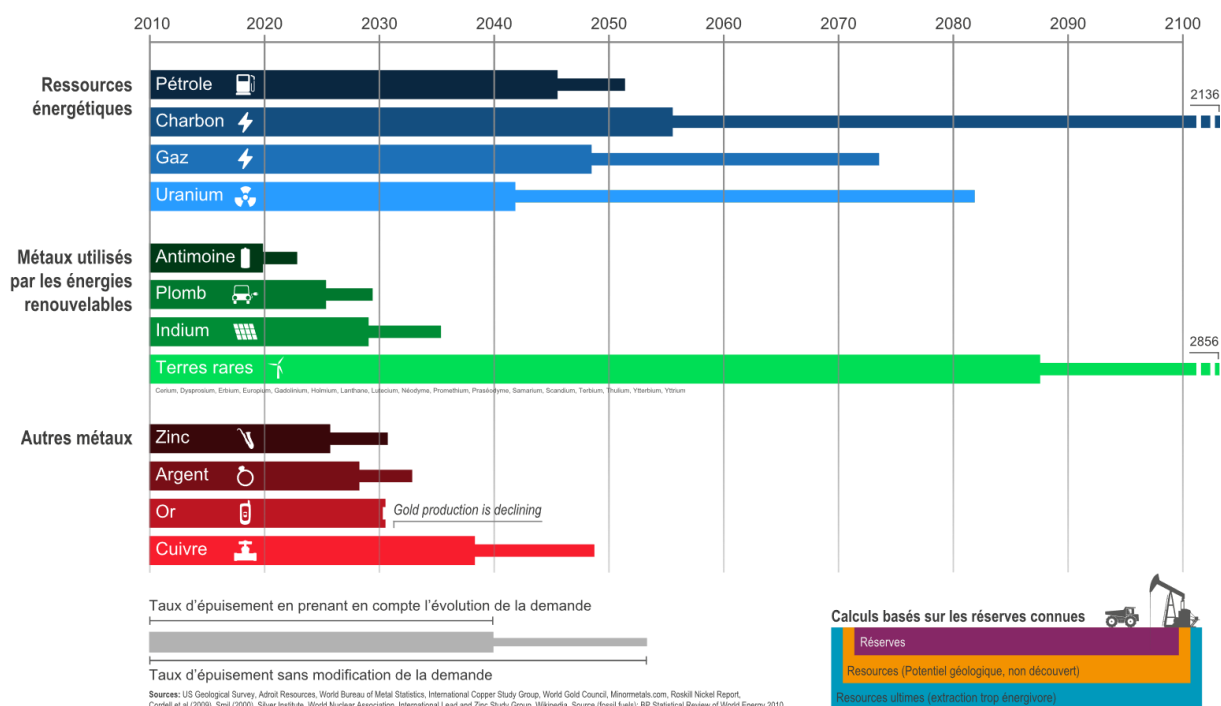


Figure 1-14 Représentation de la variation du taux d'épuisement en fonction de l'évolution de la demande en ressources non renouvelables (adapté de Circular Flanders, 2014)

Comme pour le pétrole, la question du pic de production des ressources minières se pose. Les mines sont de moins en moins riches en minéraux (Pitron, 2018). En 2017, la teneur moyenne de minerai de cuivre dans les mines géologiques était en dessous de 0,6 %, soit 6 kg/t, tandis que celle de l'or était autour de 1,14 gramme par tonne (Newmont, 2018). Le tableau 1-4 donne les concentrations des mines géologiques pour différents métaux. Face à la raréfaction des métaux dans les gisements naturels, les exploitants miniers utilisent toujours plus d'énergie grise durant la phase d'extraction.

L'**énergie grise** correspond à la dépense énergétique totale pour l'élaboration d'un matériau, tout au long de son cycle de vie, de son extraction à son recyclage en passant par sa transformation. En considérant une économie carbonée, cette valeur permet d'estimer l'impact environnemental associé aux matériaux.

1.1.2.4 L'exemple du lithium et de l'électrification des véhicules

Données et contexte sur l'électrification des véhicules

La liste des matériaux critiques de l'UE est amenée à évoluer, notamment au gré des évolutions technologiques de notre société. Par exemple, la stratégie visant l'électrification du parc automobile nécessite de grandes quantités de cobalt et de lithium (Owen, 1997). Le cobalt

est déjà classé par l'UE parmi les ressources critiques, en raison de l'instabilité géopolitique en République Démocratique du Congo (RDC) et des incertitudes sur les approvisionnements russes (Pitron, 2018). Le lithium est absent de la liste des MP critiques de 2017 (annexe 1), mais son prix est passé de 1 550 \$/t en 2002 à 16 500 \$/t en 2018, en raison de la spéculation et de l'augmentation de la demande. La filière de production du lithium est outillée pour répondre à la demande actuelle de batteries, soit environ 1,2 million de véhicules électriques ou hybrides rechargeables vendus en 2017. Pour atteindre une électrification totale du parc automobile (environ 95 M d'automobiles vendues en 2017), la production devra être multipliée par cinquante voire plus en incluant les autres types de véhicules.

Cette montée en production ne pourra être faite sans des investissements colossaux pour multiplier l'offre. Des progrès sont possibles dans l'extraction de lithium, comme ce fut le cas avec les ressources pétrolifères non conventionnelles. Mais ces solutions demanderont du temps, des investissements humains et financiers importants. Et d'après les estimations de l'office américain de Géologie, les réserves identifiées sont composées de 33 millions de tonnes de carbonate de lithium (Li_2CO_3) soit environ 11 millions de tonnes de lithium. Or, une grande pureté de matériaux est nécessaire pour produire des batteries et seulement 80 % des réserves pourraient satisfaire à ces exigences de qualité (Bihouix et De Guillebon, 2013). En considérant que seuls 70 % de cette quantité seront destinés à la fabrication de batteries pour les voitures, nous obtenons les projections de productions de véhicules électriques (VE) du Tableau 1-2.

Tableau 1-2 Estimation de la production de véhicules électriques en fonction de la concentration de lithium dans les batteries utilisées

Modèle VE	Capacité batterie Ratio lithium/capacité	Millions de VE envisageables		
		1,0 kg/kWh	0,8 kg/kWh	0,6 kg/kWh
Citroën C-ion	15 kW	407	508	678
Renault Zoé 2012	22 kW	277	347	462
Renault Zoé 2018	41 kW	149	186	248
Tesla Modèle 3	75 kW	81	102	136
Tesla Modèle S	100 kW	61	76	102

Ce tableau se base sur différentes hypothèses de concentration en lithium dans les batteries. En considérant uniquement le potentiel de stockage théorique de l'élément lithium, c'est-à-dire en négligeant toutes les pertes de fonctionnement, le contenu nécessaire est de 385 g de carbonate de lithium par kWh. Pour atteindre les performances souhaitées, il est nécessaire de multiplier par quatre la quantité de lithium théorique pour faire fonctionner une batterie. Et pour pallier les pertes de performances des batteries dans le temps, la capacité installée est majorée de 20 à 25 % par rapport à la capacité nominale. Enfin, il est nécessaire d'intégrer le rendement industriel du processus de purification du carbonate de lithium et d'obtenir la qualité suffisante pour les batteries soit environ 70 % à 80 % en laboratoire (Gaines et Nelson, 2009). In fine, nous obtenons une valeur de 1 kg de lithium par kWh de capacité de la batterie (Tahil, 2010). Les deux autres valeurs présentées du ratio entre quantité de lithium et la capacité de la batterie sont issues du rapport de RethinkX. Dans ce rapport, les analystes envisagent d'atteindre le ratio de 0,8 kg/kWh à l'horizon 2020 et 0,6 kg/kWh à l'horizon 2030 grâce aux progrès technologiques (Kok et al., 2017 ; Thouverez, 2017).

En considérant les différentes projections du Tableau 1-2, dans le meilleur des cas (capacité de batterie de 15 kW et ratio de lithium de 0,6 kg/kWh), seulement 678 millions de VE peuvent être produits soit environ la moitié des 1,250 Md de véhicules en circulation dans le monde en 2017. En utilisant l'estimation la plus défavorable (batteries d'une capacité de 100 kW et ratio de 1,0 kg/kWh) seuls 5 % du parc automobile mondial pourra être converti, soit la production de batteries pour 61 millions de VE. À moins d'envisager de nouvelles

technologies de batteries, les VE ne vont pas solutionner seuls la question de l'épuisement du pétrole pour la mobilité. De plus, tout laisse à penser que le lithium va intégrer la liste des MP critiques de l'UE, si la stratégie de l'électrification des véhicules se confirme.

La première phase de pénétration des VE au niveau mondial a eu pour conséquence une multiplication par trois des ressources estimées entre 2000 et 2017, et une multiplication par quatre des réserves entre 2000 et 2017 (Sun et al., 2017). Cependant, l'absence de criticité géologique des ressources ne permet pas d'occulter différentes formes de vulnérabilité, qu'elles soient économiques, industrielles, géopolitiques ou environnementales (Hache, Seck, et Simoën, 2018).

L'extraction minière du lithium

Le lithium est une ressource minière dont l'extraction est particulièrement complexe. La concentration en lithium dans les lacs salés (salars) est extrêmement faible (tableau 1-4). La profondeur d'exploitation est de l'ordre de 2 à 10 m, donc la quantité de lithium disponible par unité de surface est faible. Par conséquent, pour une production donnée de lithium, il est nécessaire d'exploiter de grandes surfaces (Tahil, 2008). En plus de la consommation d'espace, l'extraction du lithium dans les salars nécessite différents prérequis pour réaliser les étapes de traitement (Notter et al., 2010) :

1. Disposer de surfaces importantes et plates pour implanter les bassins d'évaporation avec un climat chaud et sec.
2. Le pompage des solutions salines entre les différents bassins d'évaporation nécessite des pompes fonctionnant au diesel en raison de l'implantation dans les déserts.
3. Les bassins doivent être étanchés par des films PVC.
4. La saumure concentrée en lithium doit être traitée avec des additifs pour enlever le bore présent dans le sel et ensuite subir une étape de purification.
5. La soude est utilisée pour produire du carbonate de lithium.
6. Pour obtenir une pureté supérieure ou égale à 99 %, le sel est filtré, lavé et séché.

Les nombreuses étapes de raffinage multiplient les dégradations et les problèmes pour l'environnement (Garrett, 2004). Les salars sont des écosystèmes uniques qui hébergent de nombreux oiseaux. Aussi, ces paysages sont d'une exceptionnelle beauté qui attire de nombreux visiteurs et participent à l'économie touristique des pays d'Amérique latine (Bolivie, Chili, Argentine). Toutes ces opérations sont invasives et destructrices. Elles défigurent le paysage, épuisent les ressources en eau, polluent les points de captage, contaminent les sols et l'atmosphère. L'environnement local est fortement dégradé par l'activité minière (ONU, 2010).

En complément de ces aspects environnementaux, l'exploitation du lithium s'accompagne de tensions sociales sur les populations locales. Par exemple, l'agriculture de subsistance se retrouve en concurrence avec les entreprises minières pour l'accès à l'eau, intensifiant l'exode rural et la dégradation des conditions de vie (Drezet, 2011). Les Nations Unies ont mis en évidence le peu de retombées locales de l'exploitation du lithium dans le

cadre d'un marché mondialisé qui est à l'origine de nombreux conflits sociaux dans ces régions (ONU, 2010). L'électrification des véhicules n'est pas sans conséquences environnementales et sociales. En effet, la volonté de réduire la dépendance au pétrole et les émissions de CO₂ déplace la pollution notamment dans le cas d'une électricité d'origine non renouvelable (Hawkins et al., 2013). Dans tous les cas il existe un transfert d'impact* de l'indicateur de changement climatique principalement vers l'épuisement des ressources minières (Chéron et Gilbert-d'Halluin, 2017). Et un transfert de pollution* entre la phase d'utilisation vers la phase de fabrication (ADEME, 2016b).

Le recyclage du lithium

Bien que le lithium soit une ressource finie, il est théoriquement recyclable. Maîtriser les techniques de recyclage efficaces diminuera le risque vis-à-vis de son approvisionnement. Les batteries au lithium rechargeables sont particulièrement toxiques et inflammables, aussi leur traitement en FdV est rendu complexe (Gaines, 2014). La filière de recyclage dominante pour les batteries lithium repose sur l'hydrométallurgie en faisant appel aux processus physiques et chimiques listés ci-dessous :

1. Broyage en atmosphère contrôlée
2. Séparation mécanique des éléments constituant les piles
3. Valorisation des matières directement recyclables : plastiques et métaux ferreux.
4. Lixiviation des éléments non ferreux.
5. Réduction électrochimique pour purifier la solution.
6. Séparation sélective des différents métaux majoritaires.

En théorie, 98 % des métaux contenus dans une batterie lithium-ion sont récupérables par cette méthode (Xu et al., 2008). Toutefois, la quantité de lithium issue du recyclage reste marginale en raison de l'absence d'un équilibre financier suffisant pour la filière (Messenger, 2017). Nous revenons sur ce point dans le paragraphe 2.2.3.3 du chapitre 2.

1.1.3 Contexte de la fin de vie des produits

1.1.3.1 Production de déchets

Pour maintenir les flux de production, l'approche linéaire est fortement consommatrice de MP vierges, aussi, en FdV ces matières se retrouvent dans les déchets ou les rejets (figure 1-2) ce qui entraîne leur perte (figure 1-11). Le volume annuel de production de déchets croît à mesure du développement économique (OCDE, 2015). Cette production de déchets est vue majoritairement comme une source de nuisances (Béguin, 2013). Les déchets concernent aussi bien les pays développés que les pays en développement, même si les pays développés ont mis en place des systèmes de gestion des déchets pour réduire la gêne occasionnée. Les graphiques de la figure 1-15 présentent les destinations des déchets en France selon leur origine.

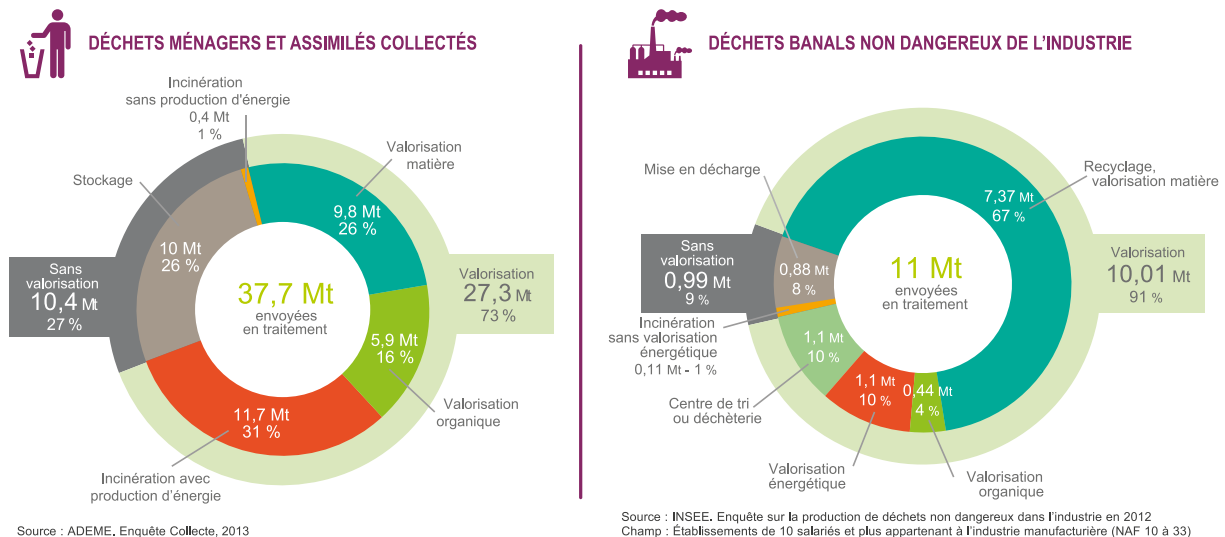


Figure 1-15 Destination des déchets collectés par catégories en France en 2013 (ADEME, 2014)

La production de déchets ménagers (incluant les ordures ménagères, les encombrants et les déchets collectés en déchèterie) par habitant à l'échelle française est passée entre 1800 et 2017, de 4 à 38 millions de tonnes (ADEME, 2016a ; Béguin, 2013). Pour les déchets ménagers (graphique de gauche sur la figure 1-15), la France a recours à des solutions pour masquer ce problème avec l'incinération (31 %) et l'enfouissement (26 %). Malgré une tendance à la baisse, les Installations De Stockage De Déchets Non Dangereux (ISDND) restent la solution de gestion drainant le plus de tonnages. En 2014, 228 installations ISDND ont reçu 18 millions de tonnes de déchets, dont 36 % d'ordures ménagères résiduelles. Dans le même temps, le taux de valorisation matière a peu progressé. Petit à petit, les capacités d'enfouissement s'amenuisent, dès lors le système n'est plus viable à long terme (ADEME, 2016a ; ADEME, 2017).

Pour les déchets industriels non dangereux de type Déchets Industriels Banals (DIB) la répartition des voies de traitement de ces déchets est présentée sur le graphique de droite de la figure 1-15. La valorisation matière est majoritaire pour ce flux de déchets (67 %), et seulement 9 % des déchets DIB sont enfouis sans valorisation. L'obligation de traitement différencié et la séparation amont de ces déchets permet de maximiser le taux de valorisation (ADEME, 2014).

Les flux de déchets sont extrêmement hétérogènes, par exemple le flux d'ordures ménagères regroupe une grande variabilité de produits. Or la composition matières est très différente d'un produit à l'autre comme indiqué dans le tableau 1-3. Il s'agit d'une hétérogénéité inter-produits. Même si l'ensemble de ces matériaux sont valorisables pris séparément, l'une des difficultés du traitement repose sur la collecte en mélange du flux d'ordures ménagères. La collecte sélective dissociée vise à homogénéiser le flux de déchets pour permettre des traitements spécifiques. Cette problématique est commune à de nombreux flux de déchets qu'il est nécessaire de séparer en amont des étapes de traitement.

Tableau 1-3 Composition des ordures ménagères collectées (ADEME, 2010a)

Flux	Déchets putrescibles	Papiers cartons	Plastiques composites	Textiles	Verre	Métaux	Autres
Composition	25,1 %	21,3 %	12,7 %	10,4 %	11,0 %	2,9 %	16,6 %

Dans ce contexte la société se tourne vers les produits en fin de vie comme une source alternative de matière première, pour remplacer l'extraction minière. Au regard des gisements de ressources métalliques dans les flux de déchets électroniques, les concentrations en minerais restent faibles dans les mines. Cette nouvelle source de matériaux secondaires aussi appelée **mine urbaine** semble pouvoir réduire l'empreinte en énergie grise des matériaux (Geldron, 2016). Le tableau 1-4 compare les concentrations en métaux stratégiques dans les mines géologiques naturelles et dans la mine urbaine en fonction des flux de déchets. En 2007 selon le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP), le recyclage a représenté 3 % de l'approvisionnement en or et argent, 13 % en palladium et 15 % pour le cobalt, ces taux sont particulièrement faibles en comparaison des métaux de base* (Schluep et al., 2009).

Tableau 1-4 Teneurs en minéraux des gisements géologiques et de la mine urbaine (Anwesha Sengupta, 2018 ; Geldron, 2016 ; Schluep et al., 2009)

Minerais	Teneurs moyennes dans les mines géologiques	Teneurs moyennes dans la mine urbaine	Déchets concernés
Or	De 1 à 10 g/t	De 1 à 350 g/t	Cartes électroniques
Argent	De 0,1 g/t à 5 g/t	3 500 g/t	Téléphones portables
Cuivre	De 0,6 à 1 %	De 10 à 15 % De 30 à 50 %	Téléphones portables Câbles électriques
Platinoïdes*	De 1 à 8 g/t	260 g/t De 100 g/t à 150 g/t	Pots catalytiques Cartes électroniques
Terres rares	De 1 à 15 % (en oxydes)	35 % 5 000 g/t	Aimants permanents Lampes fluocompactes
Indium	De 1 à 100 g/t	175 g/t	Écrans LCD
Cobalt	0,3 %	De 10 à 15 %	Batteries Li-ion
Tantale	250 g/t de Ta ₂ O ₃	3 000 g/t	Téléphones portables
Lithium	0,04 % pour les salars et 1 % pour les mines	1,5 %	Batteries Li-ion

*La famille des **platinoïdes** regroupe six ou sept éléments chimiques appartenant à la famille des métaux de transition et apparentés dans le tableau périodique : ruthénium (Ru), rhodium (Rh), palladium (Pd), osmium (Os), iridium (Ir), platine (Pt), et, selon les sources, rhénium (Re).

1.1.3.2 La collecte des produits en fin de vie

La génération de déchets est globalisée, le lieu de production correspond généralement au lieu de dernier usage ; de fait ils sont disséminés sur l'ensemble du territoire. Le problème de la FdV repose majoritairement sur cette dispersion des gisements. Résultat, les déchets sont

collectés en mélange pour limiter les coûts associés à une collecte différenciée. Par exemple, il est extrêmement complexe de collecter l'ensemble des cannettes en aluminium dont la masse unitaire est faible et la consommation disséminée.

La collecte des produits en FdV est cruciale, car il s'agit de la première étape de la filière. Pour augmenter la collecte en FdV, il est nécessaire d'insister sur la sensibilisation et l'éducation des producteurs de déchets (utilisateurs, industriels, etc.). Cette sensibilisation est indispensable pour maximiser la collecte et la bonne orientation du déchet pour garantir le traitement et la cohérence de la filière globale. Cette mission appartient au législateur et à l'agence de l'environnement, voire dans les cas de filières contraintes cette mission est déléguée à un éco-organisme* en charge du flux de déchets. Nous présentons plus en détail les filières contraintes et le dispositif des éco-organismes dans la section 1.2.2.4. Une autre solution repose sur la mise en place de système de consigne pour encourager la collecte des produits en FdV.

Cette organisation repose toujours sur une approche *end of pipe* (en bout de chaîne) qui fait intervenir des parties prenantes déconnectées de la production manufacturière (Erkman, 2004). L'écosystème indépendant, aussi appelé filière de traitement des déchets, a développé des solutions pour la gestion de la FdV des produits selon trois aspects :

- Équipements
- Infrastructures
- Services

Cet écosystème indépendant de traitement des déchets semble insuffisant pour adresser le problème de la dispersion des déchets. Aussi, la déconnexion des acteurs de la filière de FdV dans la chaîne de valeur d'un produit est un frein pour que ces acteurs apportent seuls les solutions pour la gestion des produits en FdV (Arnsperger et Bourg, 2016).

1.1.3.3 Difficultés de traitement des déchets

La complexification et la densification des utilisations de produits rendue possible par l'intégration d'éléments chimiques toujours plus nombreux dans les produits (figure 1-4). Cette hétérogénéité dans les flux de déchets est intra-produit et rend particulièrement ardu leur traitement en FdV (Habib et Wenzel, 2014 ; Lu et al., 2015). Par exemple de 11 éléments chimiques, dont 3 métalliques dans un téléphone en 1980, il y a désormais 60 éléments chimiques, dont 45 métalliques dans un smartphone (Gerritsen, 2017).

Même avec des flux de collecte différenciés, le traitement de l'hétérogénéité intra-produit demande de disposer d'équipements pour chaque étape de séparation des matériaux (Van Schaik et Reuter, 2014). Actuellement la filière de traitement des déchets n'est pas organisée pour offrir des solutions exhaustives pour le traitement de l'ensemble de matières précédentes dans ces produits en FdV (Tansel, 2017). Les différentes matières ne sont pas toujours proprement séparées et demeurent en mélange. Une partie des matériaux présents sont bel

et bien recyclés physiquement, mais pas fonctionnellement. Nous revenons plus en détail sur cette notion dans la section 2.2.1.3 du chapitre 2.

Outre des produits de plus en plus complexes (alliage, miniaturisation, etc.), les nouveaux usages sont de plus en plus dispersifs : utilisation comme des additifs (cosmétique, peinture, application technique, etc.) ou bien liée à l'usure des pièces (par exemple par abrasion). Pour ces utilisations dispersives, aucune solution de traitement n'est disponible, les matériaux sont alors perdus (Khanna et al., 2014).

1.2 CADRE RÉGLEMENTAIRE SUR LES DÉCHETS

1.2.1 Historique des réglementations sur les déchets

La Loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux est le texte constitutif de la réglementation des déchets et le premier en France. Cette réglementation s'est fortement étoffée depuis pour encadrer le traitement des déchets et définir les objectifs en matière de valorisation matière et énergétique. Cette réglementation coïncide d'une part avec une prise de conscience des pollutions engendrées par la gestion des déchets en l'absence de filières adaptées, et d'autre part par l'augmentation rapide des charges financières liées à la gestion de ces déchets par les collectivités. Les filières de fin de vie voient apparaître de plus en plus de déchets « problématiques », c'est-à-dire des déchets dont la composition ne permet pas le recours aux solutions de traitement existantes. De nouveaux enjeux d'élimination apparaissent et l'administration souhaite encadrer les pratiques, notamment les décharges sauvages.

L'article L541-1-1 du code de l'environnement de juillet 1975 donne la définition suivante pour le terme **déchet** :

Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que le détenteur destine à l'abandon.

Dans la loi de juillet 1975, il s'agit de transférer la responsabilité de la collecte, du transport et du traitement des déchets ménagers aux collectivités locales. La réglementation impose que cette gestion soit faite dans des conditions évitant « tout risque pour l'environnement et pour la santé humaine ». En parallèle, cette réglementation introduit le principe de pollueur-payeur. La première mise en œuvre en France, d'une filière spécifique à un produit, date de 1979 avec le financement de la gestion des lubrifiants usagés par une taxe payée par les metteurs sur le marché.

La définition d'un déchet est complétée par la notion de déchet ultime dans la loi du 13 juillet 1992. Seule cette typologie de déchets est dorénavant acceptée dans les décharges de type ISDND. Ces installations font l'objet d'un encadrement réglementaire plus strict.

Un déchet résultant ou non d'un traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans des conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux, les déchets ultimes sont les déchets dont on a extrait la part récupérable ainsi que les divers éléments polluants comme les piles et accumulateurs.

Dès le début, l'enjeu recherché de la loi de 1992 est de réduire la production de déchets enfouis en augmentant les coûts de traitement en installations de stockage au travers de la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP). En complément, le tri et le recyclage sont mis en avant pour devenir progressivement une pratique systématique pour les déchets ménagers et industriels. En contraignant les collectivités locales à organiser la fin de vie des produits, cette première loi a eu pour résultat d'initier les grandes lignes de la collecte sélective afin de récupérer « les matériaux, éléments ou formes d'énergie réutilisables contenus dans les déchets ». Les collectivités locales choisissent majoritairement l'incinération avec récupération d'énergie comme stratégie d'élimination. En 1993, l'éco-organisme Eco-Emballages lance les premières expérimentations avec un programme de récupération des emballages en 1993 avec 37 collectivités locales (Eco-Emballages, 2016).

L'article 3 de la Directive-cadre de l'UE n° 2008/98/CE relative aux déchets introduit la notion de hiérarchie dans les options de fin de vie des produits avec la logique des 5R : *Refuse, Reduce, Reuse, Recycle, Recover, Dispose* (Commission Européenne, 2008). Nous présentons sur la figure 1-16 la traduction française de la hiérarchie des options de traitement. La logique des 5R vise à promouvoir des solutions plus durables pour réduire la quantité de déchets et favoriser un traitement plus efficace.

La représentation de la figure 1-16 présente la distinction entre le stade matière et le stade de déchet. Jusqu'au réemploi, le stade de produit est conservé alors qu'à partir du recyclage, il bascule au stade de déchet. Une distinction supplémentaire existe pour la valorisation énergétique qui repose sur la récupération d'énergie par combustion du déchet ou du gaz issu de la décomposition du déchet. Aussi, le déchet se transforme en vecteur énergétique et perd l'ensemble des fonctions non énergétiques des matériaux qui composent le produit devenu déchet.

Jusqu'à présent la stratégie politique de l'UE a privilégié les niveaux de traitement au stade de déchet. La directive de 2008 introduit pour la première fois la réparation, la notion de réemploi et de préparation pour le réemploi comme des alternatives au traitement au stade de déchet (Len, 2015). La directive définit l'action du réemploi comme toute opération par laquelle des produits ou des composants qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus (Commission Européenne, 2008).

La loi Grenelle 1 de juillet 2009, dite de programmation et d'orientation du Grenelle de l'environnement, fixe des objectifs chiffrés pour la gestion des déchets. Par exemple, la production de déchets ménagers doit être réduite de 7 % avant 2014 (objectif non atteint). La loi Grenelle 1 vise également l'augmentation du recyclage matière et organique pour atteindre un taux de valorisation de 35 % en 2012 et de 45 % en 2015 (objectifs atteints).

En juillet 2010, la loi Grenelle 2 vient compléter la première loi Grenelle. Ce texte traduit en obligations, interdictions ou permissions le programme établi par la première loi Grenelle. Il s'agit dans les faits d'amender des codes préexistants et de concevoir la mise en œuvre opérationnelle des propositions d'action de 2009 aux différentes échelles territoriales, avec des outils financiers incitatifs.

Dans la continuité du volet économie circulaire du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte, le gouvernement a introduit le plan de réduction et de valorisation des déchets 2014-2020. Le but est toujours de réduire la quantité de déchets éliminés et de recycler plus. Ceci afin de limiter l'impact environnemental de la filière de gestion des déchets ainsi que de dynamiser les filières de recyclage. Son principal objectif est de diviser par deux la quantité de déchets mis en décharge d'ici 2025, en la réduisant d'au moins 30 % entre 2014 et 2020.

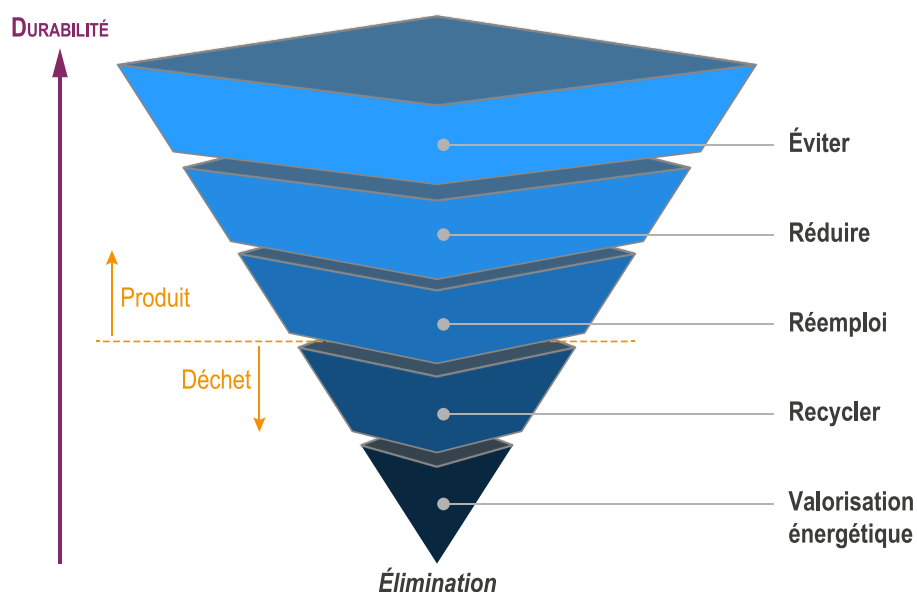


Figure 1-16 Présentation de la hiérarchie des déchets – la règle des 5R

1.2.2 Définitions légales de la gestion des déchets

Les déchets des activités économiques sont parfois définis comme étant tous les flux de matière non rentables pour une entreprise et n'apportant pas de plus-value au produit ou au service final, que ces flux soient valorisés ou non. Aussi, si la plupart des déchets ont une valeur négative et représentent une charge pour l'entreprise, ce n'est pas toujours le cas. Il

est donc important de noter que les déchets ne sont pas définis au regard de critères physiques, économiques ou de dangerosité.

En revanche, les déchets sont séparés en différents flux en fonction du secteur. Ces flux sont présentés dans le tableau 1-5. Environ 70 % de la masse de déchets produits en France est constituée de déchets minéraux issus pour l'essentiel (95 %) de la construction. Pour être comptabilisés, ces déchets, qui sont inertes* (béton, briques, tuiles, verre, terre et granulats non pollués), doivent quitter le chantier où ils ont été produits. Les déchets des activités économiques représentent 18 % du flux massique, mais il s'agit majoritairement de déchets dangereux ou assimilés (ADEME, 2016a).

Tableau 1-5 Part des différents secteurs dans la production de déchets en France (ADEME, 2012)

Secteur de la production de déchets en France	Tonnage 2013
Déchets de construction	247 Mt
Déchets des activités économiques (hors BTP et assimilés)	56 Mt
Assimilés*	7 Mt
Ménages : collectes séparées, déchèteries, encombrants	17 Mt
Ménages : Ordures ménagères résiduelles	15 Mt
Collectivités	4 Mt
Total collecte 2013	345 Mt

* Déchets des activités économiques (DAE) collectés par le service public
Source : ADEME. RSD. 2012 - Enquête Collecte 2013 - Estimation IN NUMERI

Les déchets sont également catégorisés par la nomenclature des déchets (Article L541-8, Code de l'environnement) : répertoire de l'ensemble des déchets issus des activités économiques et classement en vingt catégories, qui sont ensuite déclinées plus finement en type ou en flux de déchets. Il existe 20 chapitres divisés par sources et natures pour décrire l'origine du déchet (Ministère de l'Écologie, 2011). Par exemple les câbles sont inclus dans la famille 17 04 qui regroupe les déchets métalliques issus de la construction et de la démolition. Les Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques (DEEE) sont inclus dans la famille 16 présentée sur la figure 1-17.

La **gestion des déchets** englobe l'ensemble des opérations de collecte, transport, valorisation et élimination des déchets et, plus largement, toute activité participant à l'organisation de la prise en charge des déchets depuis leur production jusqu'à leur traitement final, y compris les activités de négoce ou de courtage et la supervision de l'ensemble de ces opérations (article L541-1 du Code de l'environnement). Les étapes de la gestion des produits en FdV sont présentées sur la figure 1-18. Dans le cadre de nos travaux de recherche, nous nous intéressons plus spécifiquement aux opérations de traitement de déchets présentés sur la figure 1-18.

16	DÉCHETS NON DÉCRITS AILLEURS DANS LA LISTE
16 02	Déchets provenant d'équipements électriques ou électroniques.
16 02 09*	Transformateurs et accumulateurs contenant des PCB
16 02 10*	Équipements mis au rebut contenant des PCB ou contaminés par de telles substances autres que ceux visés à la rubrique 16 02 09
16 02 11*	Équipements mis au rebut contenant des chlorofluorocarbones, des HCFC ou des HFC
16 02 12*	Équipements mis au rebut contenant de l'amiante libre
16 02 13*	Équipements mis au rebut contenant des composants dangereux (2) autres que ceux visés aux rubriques 16 02 09 à 16 02 12
16 02 14	Équipements mis au rebut autres que ceux visés aux rubriques 16 02 09 à 16 02 13
16 02 15	Composants dangereux retirés des équipements mis au rebut
16 02 16	Composants retirés des équipements mis au rebut autres que ceux visés à la rubrique 16 02 15

Figure 1-17 Extrait du chapitre 16 de la nomenclature des déchets – annexe II de l'Article R541-8 du Code de l'environnement

Les étapes de la gestion des déchets débutent avec une étape de collecte. La définition de cette étape regroupe le ramassage des déchets, y compris leurs tris et stockages préliminaires, en vue de leur transport vers une installation de traitement des déchets. Le regroupement correspond aux opérations de réception de déchets et de réexpédition, après avoir procédé éventuellement à leur déconditionnement et reconditionnement, voire à leur massification pour constituer des lots plus importants. Les opérations de déconditionnement ou reconditionnement ne peuvent être réalisées si elles conduisent à la modification de leurs propriétés de dangers. Le traitement du mélange résultant du regroupement doit rester le même que celui de chacun des déchets pris isolément avant mélange. La notion de traitement regroupe toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination.

Enfin, la notion d'élimination regroupe toute opération qui n'est pas de la valorisation même lorsque ladite opération a comme conséquence secondaire la récupération de substances, matières ou produits ou d'énergie.

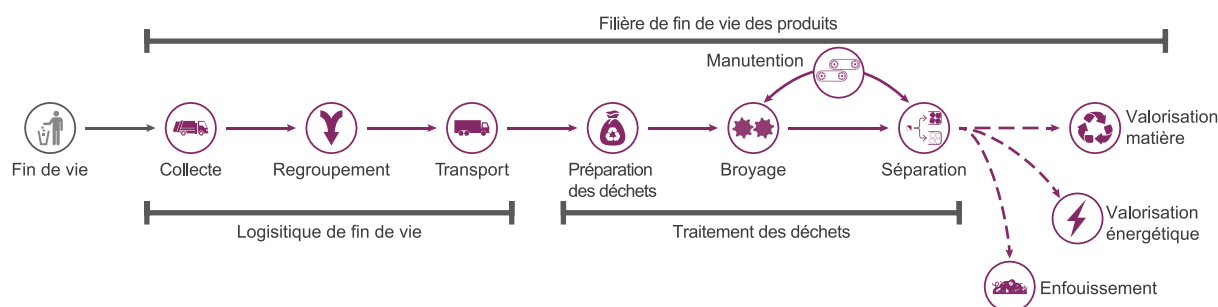


Figure 1-18 Représentation des principales étapes de la filière de fin de vie des produits

1.2.2.1 Définitions légales de l'opération de recyclage

Le **recyclage** est également défini (Article 3, Directive n° 2008/98/CE) comme toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou le remblayage. La valorisation regroupe toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en substitution à d'autres substances, matières ou produits qui auraient été utilisés à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, y compris par le producteur de déchets.

1.2.2.2 Réglementation sur les installations de recyclage

La réglementation sur les filières de FdV a contribué à l'évolution des pratiques de ses acteurs. Malgré tout, les réglementations présentées jusqu'ici n'interrogent pas les technologies de recyclage utilisées. Les réglementations abordent le début et la fin de la filière sans approfondir la forme du recyclage. En l'absence de réglementation sur les solutions techniques de recyclage, une même catégorie de produits peut être recyclée par différentes filières. Chaque acteur du recyclage utilise des technologies de recyclage spécifiques.

En revanche, les installations de recyclage sont soumises au régime des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Une installation ICPE est une installation qui présente des dangers ou des nuisances pour la commodité des riverains, la santé, la sécurité, la salubrité publique, l'agriculture, la protection de la Nature et de l'environnement, la conservation des sites et des monuments. Afin de réduire les risques et les impacts relatifs à ces installations et d'évaluer leurs aléas technologiques, la loi définit et encadre de manière relativement précise les procédures qui incombent aux ICPE ainsi que la manière dont ces installations doivent être gérées.

Toutes ces réglementations ne font pas apparaître de notions spécifiques au choix des technologies de recyclage. Seule la mention de l'utilisation des Meilleures Techniques Disponibles (MTD) est précisée dans les textes de loi. Les acteurs de l'écosystème de FdV demeurent libres du choix technologique à faire pour traiter les flux de déchets. Cette liberté a pour conséquence de limiter l'homogénéité des filières.

1.2.2.3 Organisation libre des filières de recyclage

Au-delà des définitions réglementaires du traitement des déchets, l'organisation de la filière de FdV reste majoritairement libre sauf exception. L'approche d'une FdV centrée sur le produit vise à déployer une filière spécifique à un flux de produits en FdV. Cette approche affiche de bons résultats environnementaux (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016a ; Lacarrière et al., 2015 ; Niero et Olsen, 2015). Les freins à une généralisation de cette approche de recyclage sont multiples. D'une part, pour certains produits, les volumes en jeu ou les matériaux présents ne

justifient pas le déploiement d'une filière de FdV spécifique (ADEME et Bio Intelligence Service, 2002). D'autre part, le metteur sur le marché a rarement anticipé la FdV de ses produits dans son modèle économique et il ne peut supporter les coûts initiaux de mise en œuvre d'une filière spécifique.

Une filière de FdV individualisée pour un produit nécessite une organisation spécifique du fabricant pour anticiper la FdV et offrir à ses clients une solution performante de collecte. Or la collecte des déchets représente un coût important difficile à supporter à l'échelle d'un seul fabricant. Malheureusement, le changement de paradigme est avant tout lié à des motivations économiques (Butterworth et al., 2013 ; Gahleitner, 2015 ; Lavery et Pennell, 2014). Dès lors, si l'équation économique n'est pas positive, le fabricant sera tenté d'abandonner sa démarche circulaire pour privilégier un système linéaire.

1.2.2.4 Organisation contrainte de la filière de fin de vie

Conscient de la difficulté à canaliser puis traiter les flux de déchets, le législateur a choisi de mettre en place plusieurs filières de Responsabilité Élargie du Producteur (REP) (Vernier, 2018). Ce système contraignant s'adresse comme son nom l'indique aux fabricants. Le principe de la REP est de faire porter la charge de la FdV par le metteur sur le marché du produit et non plus sur la collectivité en charge de la gestion du déchet. De fait, deux objectifs principaux prévalent dans ce principe de gestion :

1. Décharger les collectivités de tout ou partie des coûts de gestion des déchets et transférer le financement du contribuable vers le consommateur.
2. Internaliser dans le prix de vente du produit neuf les coûts de gestion d'un produit une fois usagé afin d'inciter les fabricants à s'engager dans une démarche d'écoconception.

Il s'agit de diriger la charge des externalités négatives vers les producteurs qui le répercutent sur les consommateurs. De fait, le principe de la REP vise plus particulièrement les déchets dont le traitement induit des coûts importants. En 1975, le principe de filière REP fait son apparition dans la législation française dans le Code de l'Environnement (Ministère de l'Écologie, 1975). Dans son écriture initiale, il s'agit d'une forme simplifiée qui étend seulement la responsabilité financière du metteur sur le marché pour la gestion en FdV des lubrifiants d'automobiles. La mise en place de cette première filière intervient en 1979 (ADEME, 2010b).

Dans les années 80, des discussions sur ce principe sont lancées par l'OCDE (OCDE, 2001). L'Europe transcrit cette politique dans deux directives respectivement en 1991 et en 1994. L'historique de l'intégration de nouveaux produits dans le principe de REP est présenté sur la figure 1-19.

Les filières REP se structurent sur trois schémas de mise en œuvre (extrait de ADEME, 2010) :

1. Le schéma dit **individuel** : le producteur responsable de la mise sur le marché assume lui-même la collecte et le traitement des produits usagés à concurrence de sa part de marché.
2. Le schéma dit **mutualisé** : le responsable de la mise sur le marché confie à un prestataire ou à une structure, dont il n'assume pas la gouvernance, l'organisation, la collecte et le traitement des produits usagés le plus souvent en commun avec d'autres producteurs fabriquant des produits similaires. Ce partenaire agit alors comme un mandataire pour le producteur.
3. Le schéma dit **collectif** : les producteurs transfèrent leur responsabilité à un éco-organisme auquel ils adhèrent, en contrepartie celui-ci perçoit une écocontribution pour mettre en œuvre une organisation permettant de satisfaire la responsabilité des producteurs notamment l'ensemble des obligations réglementaires.

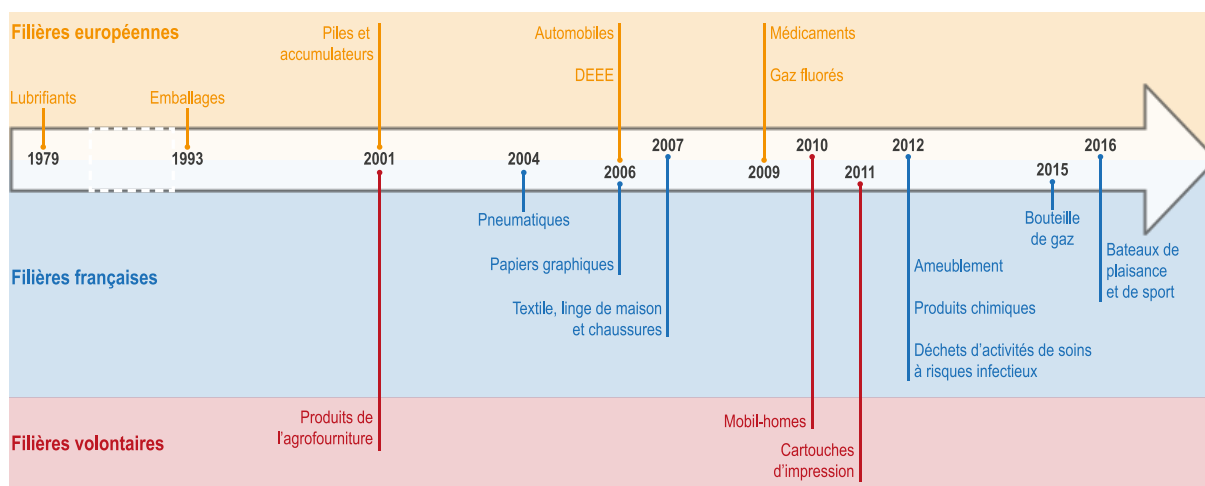


Figure 1-19 Historique des créations des filières de responsabilité élargie du producteur (adapté de ADEME, 2010)

Les éco-organismes sont des structures privées à but non lucratif dont l'objectif est d'organiser la collecte des produits et équipements en FdV. Il doit faire le lien entre les différents acteurs de la chaîne de production et d'utilisation, dans le but d'optimiser la filière de gestion des déchets. Les producteurs ont largement plébiscité le système des éco-organismes qui est majoritaire au sein des filières REP en France. Le fonctionnement des éco-organismes est présenté sur la figure 1-20. L'évaluation des filières REP (contraintes ou non) est principalement conduite au travers du taux de recyclage et de valorisation (Horta Arduin et al., 2019). Or la maturité des filières de recyclage est souvent remise en question, et le taux de recyclage semble insuffisant pour apporter des réponses quant au niveau d'efficacité des filières. Dans le chapitre 2, paragraphe 2.2.3.1, nous expliquons ce décalage entre nouveau flux de produits en FdV et maturité des filières de recyclage.

Toutefois, la solution la plus adaptée pour un industriel à lancer une stratégie d'économie circulaire est de rester dans un schéma individuel qui lui permet de garder la maîtrise de ses produits. Dans ce schéma, l'industriel transforme un coût de traitement des produits en FdV

par un coût marginal de production de MPR de qualité équivalente. À l'inverse dans le schéma collectif de filières REP, la FdV est régie par un ou plusieurs éco-organismes où le producteur perd le flux de matière au profit d'autres acteurs.

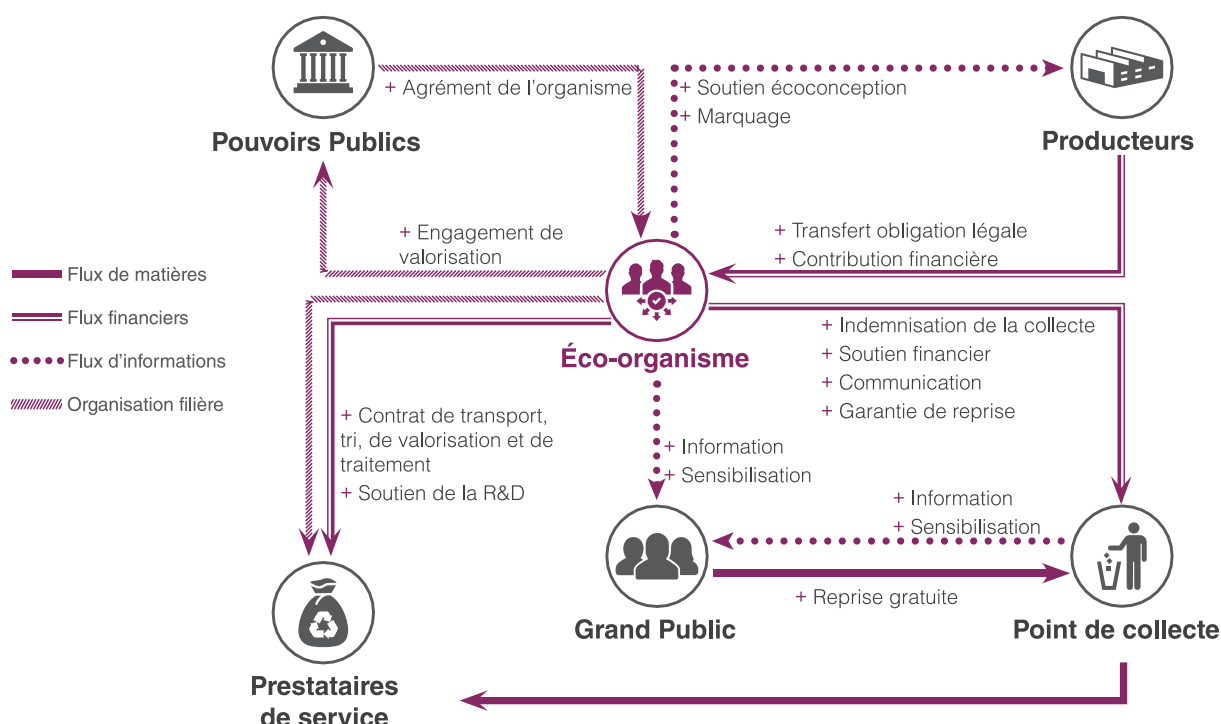


Figure 1-20 Représentation du fonctionnement des éco-organismes de la filière DEEE (adapté de ADEME, 2010)

1.2.2.5 Définition des substances préoccupantes

Les substances préoccupantes sont un ensemble de plusieurs milliers de molécules chimiques dont les effets sont préoccupants pour la santé publique, la santé au travail et l'environnement, par exemple parce qu'elles sont cancérogènes, mutagènes, reprotoxiques ou classées comme perturbateurs endocriniens. À l'échelle mondiale, l'agence internationale de recherche sur le cancer (IARC) a établi une liste de classification que nous présentons dans le tableau 1-6, ci-dessous.

Tableau 1-6 Présentation de la classification des substances préoccupantes par l'agence internationale de recherche sur le cancer (IARC, 2018)

Groupe	Définition du groupe	Nombre de substances
1	Cancérogène pour l'homme	120
2A	Probablement cancérogène pour l'homme	82
2B	Peut-être cancérogène pour l'homme	311
3	Non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	499
4	Probablement pas cancérogène pour l'homme	1

L'Europe s'est doté d'un cadre réglementaire fort qui vise à encadrer la mise sur le marché de certaines matières et substances préoccupantes avec les directives REACH⁴, RoHS⁵, la convention de Stockholm et la liste des POP. La **directive RoHS** concerne la restriction d'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électroniques (European Commission, 2011a).

Le **règlement REACH** gère l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques pour les produits vendus dans l'Union européenne depuis 2007 (European Commission, 2006). La réglementation REACH ne se limite pas à un domaine d'activité comme la réglementation RoHS. Et à la différence de la monographie de l'IARC, la liste d'enregistrement REACH est beaucoup plus vaste et compte plus de 23 800 substances, car toutes les substances mises sur le marché en Europe sont recensées et pas seulement les substances préoccupantes. L'annexe XIV du règlement REACH précise les substances avec une limite d'utilisation (date d'expiration) dans les produits vendus dans l'Union européenne. Une seconde annexe, l'annexe XVII liste les substances et leurs utilisations soumises à la procédure de restriction visant à limiter la fabrication, l'utilisation ou la mise sur le marché de substances qui présentent un risque non maîtrisé.

L'Union européenne a établi une liste concernant les perturbateurs endocriniens sous la forme d'un plan stratégique (European Commission, 2007). L'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2002) a défini les perturbateurs endocriniens comme des substances chimiques d'origine naturelle ou artificielle étrangères à l'organisme. Les perturbateurs endocriniens peuvent interférer avec le fonctionnement du système endocrinien et induire des effets néfastes sur l'organisme d'un individu ou sur ses descendants. Enfin, la **convention de Stockholm** (UNEP, 2009a) concerne les Perturbateurs Organiques Persistants (POP). Les substances sont classées POP lorsqu'elles répondent aux critères suivants :

- Toxicité (pour la santé humaine et l'environnement)
- Persistance dans l'environnement
- Bioaccumulation
- Transport longue distance

Il existe des redondances dans les différentes listes de substances, par exemple une substance POP se trouvera à la fois dans une annexe REACH et dans la liste de la convention de Stockholm.

1.2.2.6 Les niveaux réglementaires applicables aux substances préoccupantes

Quelle que soit leur famille, les déchets disposent d'un statut à part. Le statut de déchet les exempte des réglementations spécifiques aux produits et substances. Le Tableau 1-7 présente les obligations réglementaires à différentes échelles.

⁴ REACH : Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals

⁵ RoHS : Restriction of Hazardous Substances

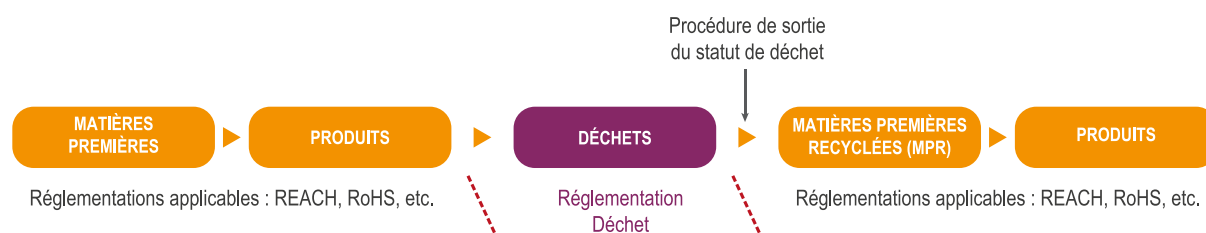
Tableau 1-7 Présentation des obligations réglementaires à différentes échelles

Échelle	Substances	Matières	Produits	Déchets	Usines
Locale			Arrêtés préfectoraux		
Nationale	INRS		Norme NF	Code de l'environnement	ICPE
Européenne	ECHA, RoHS	REACH	Norme CE	Directives	SEVESO
Internationale	IARC		Norme ISO	Convention de Bâle	

ECHA : European Chemicals Agency – **IARC** : International Agency for Research on Cancer – **INRS** : Institut national de recherche et de sécurité — **REACH** : Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals — **RoHS** : Restriction of Hazardous Substances.

Lors de la mise sur le marché des MPR, les réglementations sur les MP s'appliquent de nouveau (figure 1-21). Le Décret n° 2012-602 définit la procédure de Sortie du Statut de Déchet (SSD). Cette sortie est possible pour des déchets qui ont subi une opération de valorisation ou de recyclage et qui répondent aux critères spécifiques listés ci-dessous :

1. La substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques ;
2. Il existe un marché ou une demande ;
3. Remplissent des exigences techniques aux fins spécifiques et respectent la législation ;
4. L'utilisation n'aura pas d'effets globaux nocifs.

**Figure 1-21** Des déchets aux produits : les obligations réglementaires associées à chaque étape du cycle de vie

La procédure de SSD est une démarche volontaire, qui peut concerner un déchet spécifique (démarche départementale), une catégorie de déchets (démarche nationale) ou faire l'objet de règlements spécifiques à l'échelle de l'UE. Des réglementations européennes spécifiques existent pour les déchets métalliques (aluminium, fer et métaux ferreux, cuivre) et le verre. Cependant, il n'existe à ce jour aucune réglementation semblable pour les déchets plastiques (de Caével et Gillis, 2014).

Les différentes réglementations sur les substances préoccupantes sont à double tranchant pour les filières de recyclage. D'un côté, ces réglementations peuvent induire un protectionnisme quant aux matières non réglementaires. Ceci favorise la prise en compte de la FdV des produits pour les fabricants (Van Calster, 2014). D'un autre côté, à la mise sur le marché de MPR, les réglementations sur les substances et produits s'appliquent aux recycleurs et aux producteurs traditionnels de la même façon (ECHA, 2010). Ainsi, en devenant fournisseur de MP, ces réglementations s'appliquent directement ou indirectement aux acteurs de la filière de FdV.

Ces réglementations sont très contraignantes pour une industrie qui est dépendante de flux de matières dont elle ne maîtrise pas la composition et l'origine (Pivnenko et al., 2016). L'ensemble de ces nouvelles contraintes forcent l'évolution de la filière de FdV que nous présentons dans la section 2.1 du chapitre 2 (Garçon, 2015). Même si ces réglementations sont des garanties pour la santé humaine et la protection de l'environnement ; ces directives conduisent également à des effets de bords néfastes. Nous revenons plus en détail sur les limites dans la section 5.3.1 du chapitre 5. Pour certaines typologies de déchets, ces agissements sont la règle et les autorités peinent à les combattre (AFP, 2015 ; Grossman, 2016 ; Reintjes, 2016). Nous listons certains exemples d'effets de bords ci-dessous :

- Expédition à l'étranger des déchets (Huisman et al., 2015),
- Enfouissement plutôt que recyclage (Jones et al., 2013),
- Dissimulation de substances toxiques (Scruggs, Nimpuno, et Moore, 2016),
- Etc.

1.3 PRÉSENTATION DE L'ÉCONOMIE CIRCULAIRE

1.3.1 Le principe de Développement Durable

Succédant à la révolution industrielle, le XXe siècle a vu se développer une société de consommation qui a augmenté de façon très importante son prélèvement sur les ressources naturelles en le multipliant par un facteur 10. Les travaux du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) montrent que notre développement n'est plus soutenable par la conjonction du développement démographique, de la croissance de la consommation dans les pays développés et de l'aspiration des pays émergents à un modèle de consommation similaire (figure 1-8). À l'heure actuelle, 80 % des ressources naturelles de la planète sont consommées par 20 % de la population mondiale. L'augmentation vertigineuse des besoins humains est problématique dans un monde aux ressources limitées (Global Footprint Network, 2018). Le niveau de consommation des ressources naturelles sera insupportable vis-à-vis des capacités de production et des réserves disponibles avant la moitié du XXIe siècle (Randers, 2014).

Notre société est totalement dépendante vis-à-vis des ressources naturelles (énergie, ressources alimentaires, matériaux, etc.) et des services écosystémiques (ONU, 2017a ; ONU, 2017b). Les services écosystémiques, comme la pollinisation, la régulation et épuration de l'eau, les barrières naturelles de protection, etc. sont indispensables à notre économie et la survie de notre civilisation. Ces ressources et services ont une capacité limitée à se renouveler et sont menacés par une exploitation ou une dégradation excessive. De fait, de nombreux cycles naturels sont détériorés. Il s'agit par exemple du cycle de l'eau douce, la fertilité des sols, le stockage de carbone dans les forêts, mais aussi la perte de biodiversité (Mackenzie, 2011).

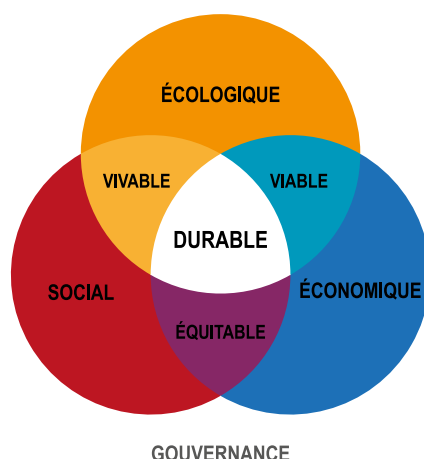


Figure 1-22 Présentation des quatre piliers du développement durable

Cette érosion excessive des ressources et des fonctions naturelles demande à repenser notre conception du développement de l'économie monde. La définition du développement durable a été introduite en 1987 dans le rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations unies, dit rapport Brundtland (Brundtland, 1987). Le principe de **développement durable** se définit comme un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs. C'est un principe d'organisation de la société humaine qui tient compte des ressources finies de la planète et agit sur quatre dimensions interdépendantes. Les quatre dimensions en développement durable sont présentées sur la figure 1-22 :

- La dimension **environnementale** : le développement des activités humaines doit se faire de façon à ne pas nuire à la capacité de renouvellement des ressources naturelles ou au bon fonctionnement des services écosystémiques.
- La dimension **sociale** : le développement harmonieux de la société humaine passe par la cohésion sociale garantissant à tous l'accès à des ressources et services de base (la santé, l'éducation).
- La dimension **économique** : le développement économique doit permettre la diminution de l'extrême pauvreté et l'exercice par le plus grand nombre d'une activité économique dignement rémunérée.
- La dimension **gouvernance** : le développement durable est régulièrement défini par cette quatrième dimension. La gouvernance est décrite comme la méthode, c'est-à-dire une façon d'agir pour choisir et tenir un cap dans le cadre d'un projet ou d'une démarche collective. Elle interroge les procédures de décision et les cadres de la représentation. La gouvernance est la pierre angulaire pour la mise en œuvre d'une démarche en développement durable (Combe, 2015).

À long terme, il n'y aura pas de développement possible s'il n'est pas économiquement efficace, socialement équitable et écologiquement tolérable. Dans le contexte de nos travaux de recherche, la dimension de gouvernance est centrale pour définir le pilotage de la conception des filières de recyclages (Combe, 2015).

Dans la mise en œuvre de démarche en développement durable, la gouvernance se déroule en trois phases.

1. L'information, qui doit être compréhensible et accessible. Dans notre cas d'études, il s'agit de fournir des résultats exhaustifs et compréhensibles par les différentes parties prenantes.
2. La consultation, qui consiste à recueillir les avis. Nous l'aborderons en phase amont et aval de la conception pour permettre des interactions avec les parties prenantes.
3. Et la concertation, qui permet d'améliorer et d'enrichir le projet. Nous souhaitons amener une discussion quant aux performances des scénarios de recyclage et par voie de conséquence, la concertation doit permettre d'identifier les axes d'améliorations.

En 2013, les Nations Unies ont mis à jour leur approche concernant le développement durable en proposant de la décliner sous forme de 17 objectifs à atteindre à l'horizon 2030. Ces 17 objectifs sont présentés sur la figure 1-23.



Figure 1-23 Présentation des 17 objectifs de développement durable de l'ONU (United Nations, 2017)

À l'exception de l'objectif 10, la seconde ligne traite plus spécifiquement de l'économie circulaire. La notion de développement durable englobe donc le concept d'économie circulaire. En effet, l'économie circulaire est une vision matérielle quand le développement durable intègre également une forte composante sociétale. Malgré tout le concept d'économie circulaire tend à supplanter le principe de développement durable. L'objectif 17 présente la dimension partenariale, cet objectif renvoie directement à la nécessité de disposer d'une gouvernance en développement durable pour l'accomplissement des autres objectifs.

1.3.2 Définition du concept d'économie circulaire

L'économie circulaire vise à changer de paradigme par rapport à l'approche linéaire (figure 1-2). L'approche linéaire du cycle de vie présentée plus en détail sur la figure 1-24. Dans cette approche, chaque acteur est indépendant des autres. Seule une relation existe avec l'acteur suivant ou précédent direct au rang $n \pm 1$. Cette relation est avant tout économique. Il n'y a pas de relation entre les acteurs de rangs n avec les acteurs de rang $n \pm 2$.

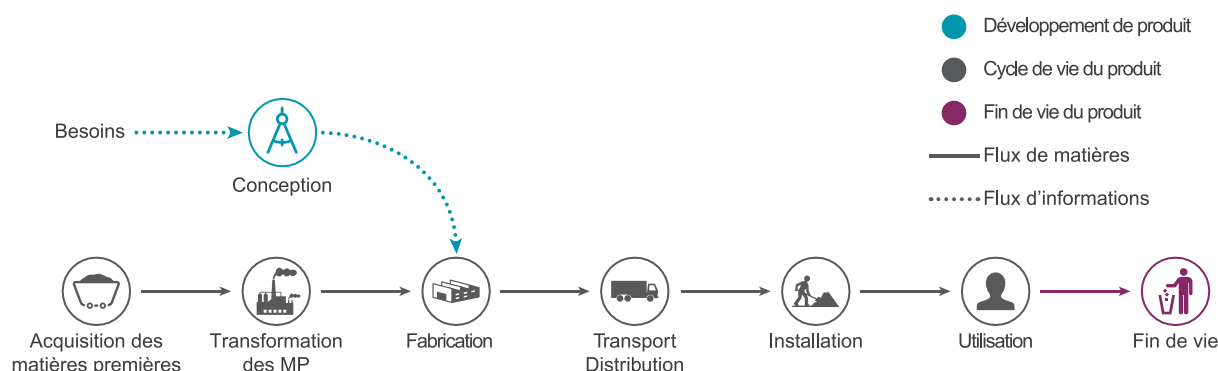


Figure 1-24 Représentation du cycle de vie traditionnel linéaire d'un produit (adapté de Zhang, 2014)

L'approche circulaire du cycle de vie vise à proposer une solution pour limiter le gaspillage des ressources et l'impact environnemental, tout en augmentant l'efficacité à tous les stades de vie des produits : conception, production, consommation, fin de vie. Le modèle circulaire du cycle de vie est basé sur une approche mimétique des cycles de vie naturels. Les acteurs de la chaîne de valeur sont interdépendants les uns des autres pour boucler la boucle. Cette vision circulaire est présentée sur la Figure 1-25.

Le cycle de vie linéaire du produit (figure 1-2) tend vers une représentation circulaire présentée sur la figure 1-25. Le fabricant intègre alors le recycleur dans la chaîne de valeur du produit : la boucle de l'économie circulaire est alors bouclée. Le recyclage n'est pas la seule filière de FdV des produits. En accord avec la hiérarchie des déchets (présentée sur la figure 1-16) d'autres stratégies de FdV sont possibles et à privilégier. D'une part le réemploi qui vise à utiliser de nouveau pour un usage identique le produit dans son ensemble ou des sous-éléments du produit. Cette filière peut nécessiter une étape de désassemblage* dans le cadre d'un système organisé ou par le dernier propriétaire. Une fois dans la filière de FdV, le produit devenu déchet peut aussi être réutilisé.

La loi du 17 août 2015 relative à la Transition énergétique pour la croissance verte, titre IV article 70 propose la définition suivante du terme **Économie Circulaire** :

L'économie circulaire est fondée sur le développement d'un système de production et d'échanges prenant en compte, dès leur conception, la durabilité et le recyclage des produits ou de leurs composants de sorte qu'ils puissent être réutilisés ou redevenir des matières premières nouvelles, afin de réduire la consommation des ressources et d'améliorer l'efficacité de leur utilisation. Cette optimisation du cycle de vie des produits vise à accroître l'efficacité

dans l'usage des matières et prend en compte de manière intégrée l'économie des ressources, matière, énergie et eau, ainsi que la réduction des émissions de gaz à effet de serre, nécessaires à ce cycle (Ministère de l'Écologie, 2015).

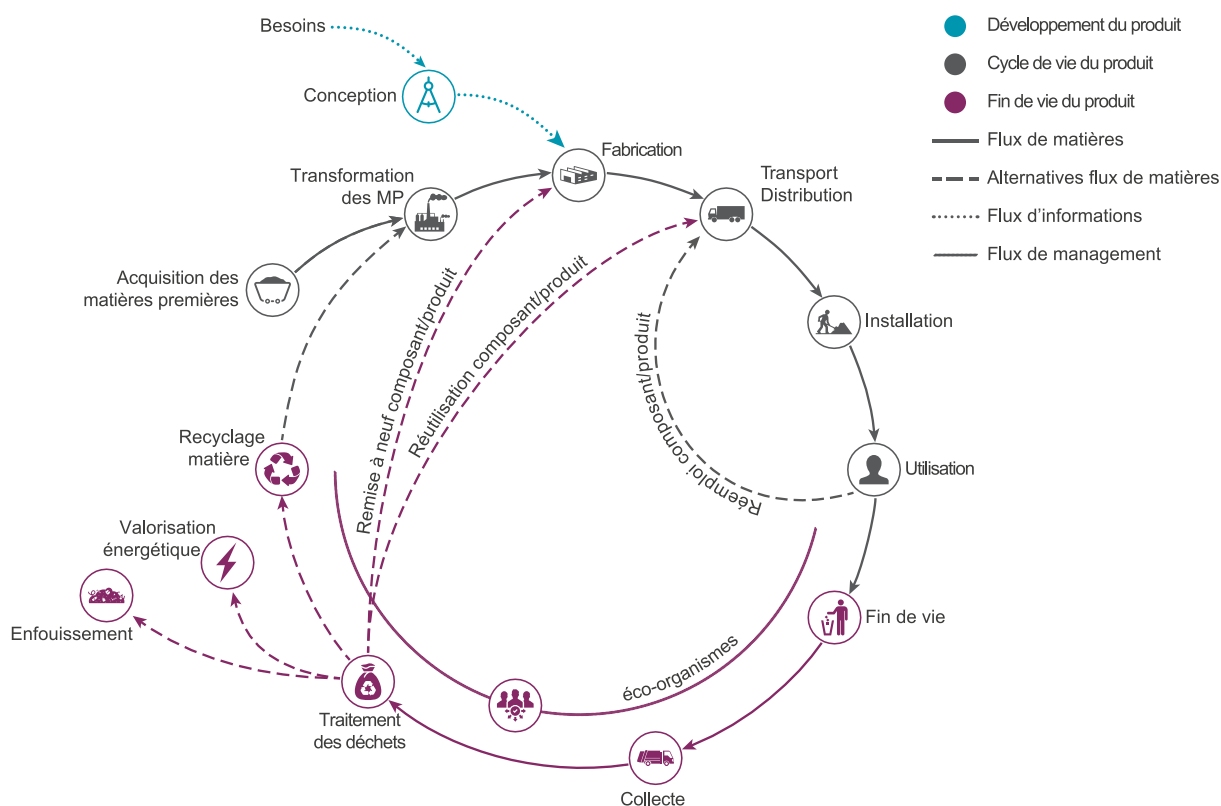


Figure 1-25 Représentation d'un cycle de vie circulaire d'un produit (adapté de Zhang, 2014)

Cette première définition se focalise exclusivement sur le cycle technique des matériaux. La définition du terme ne fait pas consensus et différentes définitions du terme sont possibles. Par exemple, la fondation Ellen MacArthur⁶ propose sa propre définition :

Une économie circulaire est par nature restaurative et régénérative et tend à préserver la valeur et la qualité intrinsèque des produits, des composants et des matériaux à chaque étape de leur utilisation. Le concept distingue les cycles biologiques et techniques. Comme envisagé à l'origine, l'économie circulaire est un cycle de développement positif continu qui préserve et développe le capital naturel, optimise le rendement des ressources et minimise les risques systémiques par la gestion des stocks et des flux de ressources. Un système qui demeure efficace, quelle que soit l'échelle.*

Dans sa définition la fondation Ellen MacArthur distingue les cycles biologiques et techniques des matières. La représentation des deux types de cycles est présentée dans l'annexe 2. Dans le cas de ces travaux de recherche, nous nous limitons au cycle technique des ressources présentées sur la figure 1-26. Ces deux définitions présentent la notion de stocks et de disponibilités des ressources dans le temps pour motiver les choix de conception.

⁶ Fondée en 2010, la Fondation Ellen MacArthur s'est donné pour mission d'accélérer la transition vers l'économie circulaire : www.ellenmacarthurfoundation.org

Dans cette définition, la fondation Ellen MacArthur va plus loin en introduisant une notion d'une économie bénéfique au travers de la régénération des écosystèmes. Une régénération* est possible pour les ressources renouvelables issues de la biosphère, par exemple pour les stocks de ressources halieutiques, de bois, etc. à l'inverse, il est important de noter dès à présent les limites de la vision régénératrice de l'économie circulaire pour les cycles techniques.

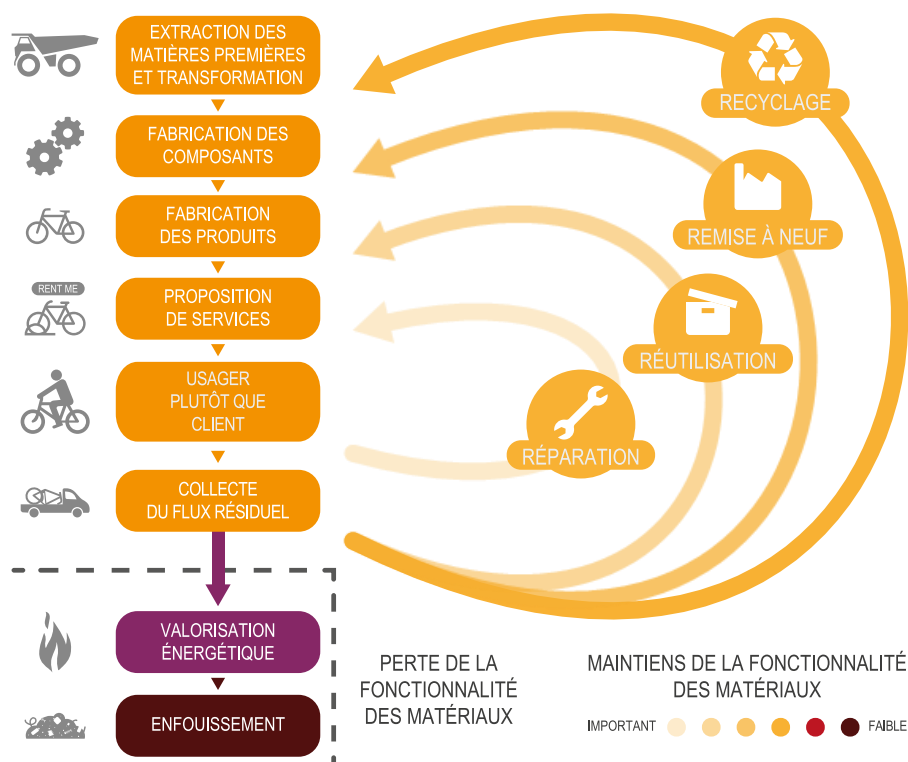


Figure 1-26 Les cycles techniques de l'économie circulaire (inspiré de MacArthur Foundation, 2013)

Dans sa définition, l'ADEME va plus loin et intègre une notion sociétale à l'économie circulaire, nous nous approchons du principe de développement durable. L'ADEME accompagne cette définition de sa propre représentation graphique présentée sur la figure 1-27.

L'économie circulaire est un système économique d'échange et de production qui, à tous les stades du cycle de vie des produits (biens et services), vise à augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources et à diminuer l'impact sur l'environnement tout en permettant le bien-être des individus (Geldron, 2014).

L'économie circulaire vise globalement à diminuer drastiquement le gaspillage des ressources afin de découpler la consommation des ressources de la croissance du PIB tout en assurant la réduction des impacts environnementaux et l'augmentation du bien-être. Il s'agit de faire plus et mieux avec moins. L'ADEME détaille l'articulation de l'économie circulaire autour de la prise en compte de 7 piliers dans trois domaines d'actions :

- **Production et offre de biens et services** : approvisionnement durable en ressources (qu'elles soient renouvelables ou non renouvelables), écoconception des biens et services, développement de l'écologie industrielle et territoriale et mise en œuvre de l'économie de la fonctionnalité (recours à un service plutôt que la possession d'un bien).
- **Consommation — demande et comportement** : achats responsables, bonne utilisation des produits, recours au réemploi et à la réparation.
- **Gestion des déchets** : bien que la production et la consommation responsables soient de nature à limiter la production des déchets dans le cadre de la politique de prévention, la gestion des déchets restants doit favoriser le recyclage et, si besoin, la valorisation énergétique. L'énergie fatale* non consommée est aussi à considérer.

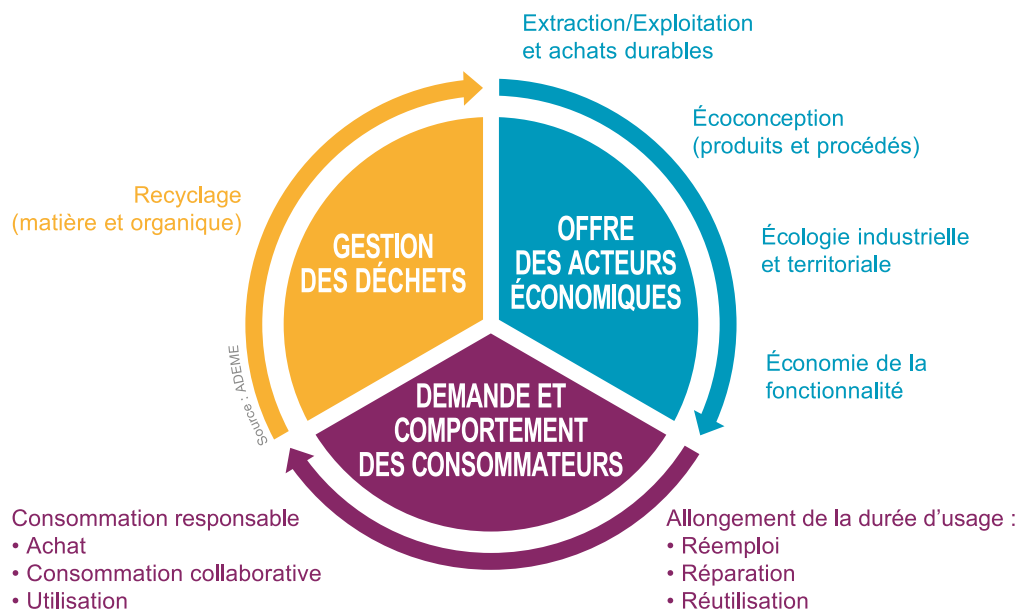


Figure 1-27 Présentation des trois domaines d'action et des sept piliers de l'économie circulaire (ADEME, 2013)

1.3.3 Les composantes de l'économie circulaire selon l'ADEME

1.3.3.1 Production et offre de biens et services

Dans sa définition de l'économie circulaire, l'ADEME présente les piliers du domaine de la production et l'offre de biens et services de la façon suivante.

L'**approvisionnement durable** concerne le mode d'exploitation et extraction des ressources. Il consiste en une exploitation efficace limitant les rebuts d'exploitation et l'impact sur l'environnement, notamment dans l'exploitation des matières énergétiques et minérales (mines et carrières) ou dans l'exploitation agricole et forestière, tant pour les matières/énergies renouvelables que non renouvelable.

Les ressources renouvelables sont des ressources naturelles dont les réserves sont normalement inépuisables, habituellement parce qu'elle se reproduit en continu. Il s'agit par

exemple de la biomasse forestière, l'eau douce, le rayonnement solaire, etc. Certaines ressources, que l'on pensait inépuisables, peuvent néanmoins s'épuiser avec la surexploitation effrénée de l'homme (temps accordé pour son renouvellement insuffisant). Cela permet d'introduire une notion de temps dans le renouvellement d'une ressource. Par exemple, le pétrole est classé comme ressource non renouvelable bien qu'il se renouvelle sur les milliers d'années nécessaires à sa transformation.

La raréfaction et la dégradation des ressources conduisent à privilégier des ressources dites renouvelables ou au minimum durable. Les ressources durables sont des ressources exploitées dans des conditions d'une part préservant l'avenir (moindre impact sur l'environnement, respect des conditions de renouvellement, respect de la pérennité pour les générations futures), et d'autre part respectant les conditions humaines d'exploitation. Ces conditions doivent également s'appliquer aux ressources renouvelables.

Dans le cas des ressources renouvelables, elles sont caractérisées par un taux de renouvellement du stock, c'est-à-dire de reconstruction naturelle du stock lors de sa consommation. Alors que dans le cas de la circularité, il n'est pas possible de créer de nouveaux stocks de minerais lors de la consommation du stock fini. Il existe les stocks naturels ou réserves et des stocks anthropiques qui regroupent les stocks en utilisation ou après utilisation. Nous revenons plus en détail sur cette différence dans la section 5.3.1.1.

L'**écoconception** prend en compte les effets négatifs sur l'environnement d'un produit au long de son cycle de vie afin de les réduire, en s'efforçant de préserver ses qualités ou ses performances. Elle permet de diminuer la quantité de matière utilisée, d'allonger la durée de vie, de faciliter la réparation ou le recyclage. Au-delà de cet objectif environnemental, l'écoconception favorise les démarches d'innovation apportant un avantage concurrentiel aux entreprises. Or si la démarche d'écoconception ne s'inscrit pas dans changement de plan de développement inscrit dans un modèle circulaire, des effets rebonds sont à prévoir. La notion d'effet rebond est détaillée dans la section 5.3.2.3 du chapitre 5.

De même, les démarches d'écoconception sont majoritairement centrées sur la reconception du produit (ou des composants) sans aller jusqu'au niveau fonctionnel présenté sur le tableau 1-8, ci-après (Brezet, 1997). Nous revenons plus en détail sur les limites de l'écoconception produit dans la section 4.1.3.3.

L'**Écologie Industrielle et Territoriale** (EIT), dans sa définition de l'économie circulaire, l'ADEME réduit l'EIT à la notion de symbiose industrielle. C'est-à-dire un mode d'organisation interentreprises qui repose sur des échanges de flux ou une mutualisation de besoins.

La réduction du périmètre de l'EIT à la seule définition de symbiose industrielle est critiquée dans la communauté scientifique. Pourtant dans sa définition initiale le terme EIT englobait les notions de bouclage de flux au centre de la définition de l'économie circulaire. En effet, l'EIT est apparue bien avant l'économie circulaire, dont le terme a été popularisé par les

décideurs économiques et politiques à partir de 2010. En 2008, la Chine a promulgué une loi pour la promotion de l'économie circulaire. Et l'Union européenne a privilégié ce terme dans ses communications avec une feuille de route à partir de 2011. La Fondation Ellen MacArthur a également joué un rôle central dans la mobilisation du monde des affaires. (Bocken et al., 2017)

Tableau 1-8 Niveaux d'ambition pour la démarche d'écoconception (Brezet, 1997)

Niveau	Démarche écoconception
Amélioration incrémentale	Niveau composant Ex. : changement de matériau, réduction de la masse
Reconception	Niveau produit Ex. : nouvelles techniques de fabrication, nouvel agencement de composants
Innovation	Niveau fonction Ex. : nouveau service, changement d'utilisation
Changement de paradigme	Niveau métier Ex. : modification du cœur de métier de l'entreprise, passage du produit au service

Il est possible de visualiser l'inversion entre EIT et économie circulaire grâce à l'évolution de l'intérêt pour la recherche de ces deux termes sur internet. Nous présentons les résultats de cette évolution sur la figure 1-28. Les résultats reflètent la proportion de recherches portant sur un mot clé donné dans le monde depuis 2004, grâce à l'outil d'analyse *Google Trends*.

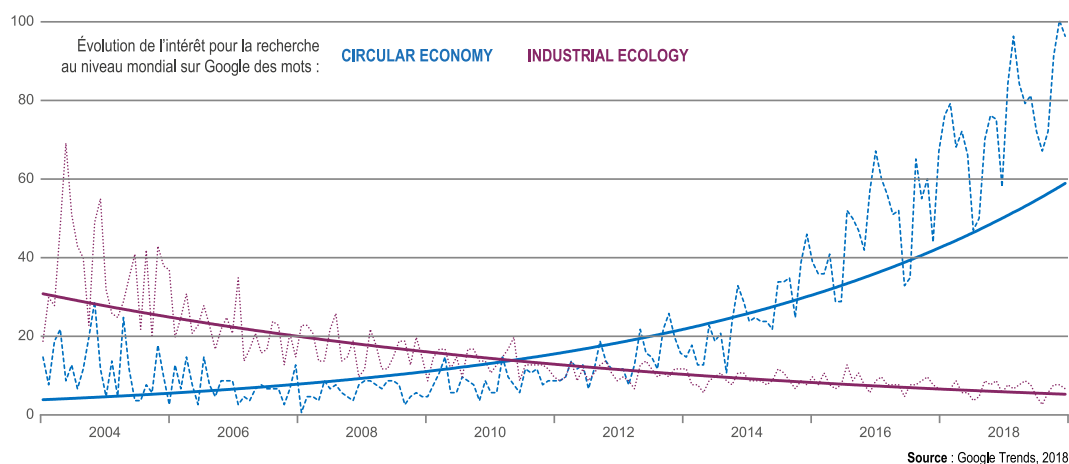


Figure 1-28 Évolution de l'intérêt pour la recherche des mots économie circulaire et écologie industrielle et territoriale

L'**Économie de la Fonctionnalité** privilégie l'usage à la possession et tend à vendre des services liés aux produits plutôt que les produits eux-mêmes. Elle s'applique à des biens « durables » ou semi-durables. Le fondement de l'économie de la fonctionnalité s'appuie sur le fait que le fabricant ne vendant plus son produit, mais l'usage de ce produit a tout intérêt à avoir un produit à longue durée de vie et évolutif pour optimiser ses coûts.

L'économie de fonctionnalité* permet de limiter les impacts environnementaux, si et seulement si l'intensité matérielle et énergétique est réduite à fonction équivalente. Par exemple dans le cas des vélos en libre-service avec station (3^e génération), un report modal de suffisamment d'utilisateurs de la voiture vers le vélo est nécessaire pour venir compenser les impacts environnementaux et notamment l'énergie grise utilisée par ce système (consommation électrique des stations, la relocalisation de vélos, etc.) (Fishman, Washington, et Haworth, 2014).

Dans le système de quatrième génération, c'est-à-dire de location de vélos en libre-service sans stations ou en *free floating*, les opérateurs ont choisi de privilégier le remplacement des vélos endommagés plutôt que la réparation. Bien que le système s'apparente à l'économie de fonctionnalité, le modèle économique linéaire choisi augmente l'impact environnemental à isopérimètre (Haas, 2017).

1.3.3.2 *Consommation, demande et comportement*

La **consommation responsable** doit conduire l'acheteur, qu'il soit acteur économique ou citoyen consommateur à effectuer son choix en prenant en compte les impacts environnementaux à toutes les étapes du cycle de vie du produit (bien ou service) et à respecter les conditions optimales d'usage pour préserver la durée de vie du produit. Ce choix nécessite pour l'acheteur de disposer des éléments d'information nécessaires comme, par exemple, au travers de l'affichage environnemental.

Concernant l'allongement de la **durée d'usage**, l'ADEME, dans son avis de mars 2016, estime que « sauf si des questions de santé ou de sécurité l'imposent, ou en cas de rupture technologique amenant des gains environnementaux significatifs durant les phases d'utilisation, il paraît pertinent d'allonger la durée de vie des produits ». Pour y parvenir, l'ADEME préconise d'accroître la durabilité ; de fournir au consommateur une information fiable sur la durée de vie des produits ; de sensibiliser le public à consommer de façon plus responsable, en adéquation avec ses besoins réels ; d'optimiser les usages et de favoriser le réemploi.

Ce pilier de l'économie circulaire sur la durée d'usage se pose en alternative à l'obsolescence programmée* décidée par certains industriels pour leurs produits. Stevens (1954) définit cette pratique comme inculquer à l'acheteur le désir de posséder quelque chose d'un peu plus récent, un peu meilleur et un peu plus tôt que ce qui est nécessaire.

L'allongement de la durée d'usage par le consommateur conduit au recours à la réparation, à la vente d'occasion ou au don, ou à l'achat d'occasion dans le cadre du réemploi ou de la réutilisation. Le réemploi et la réutilisation portent actuellement sur environ un million de tonnes de produits et déchets par an (Marquet et al., 2017). L'essentiel des tonnages relève de l'économie marchande (dépôts-achat et vente ou mise en relation en ligne) avec

802 000 tonnes en 2016 pour 200 000 tonnes dans le secteur de l'économie sociale et solidaire (ESS).

La **consommation collaborative** est un mode de consommation où l'usage prédomine sur la propriété, à travers notamment la mise en place de plates-formes collaboratives. Cette optimisation de l'usage est une réaction à la sous-utilisation classique supposée de certains biens principalement permise par l'échange d'information via les technologies de l'information. Ces plates-formes permettent des échanges de biens ou services entre particuliers tels que prêts, dons ou location, autopartage, échanges d'appartement, dans un cadre légal.

L'échange, l'autopartage ou la location renforcent l'efficacité des ressources. Toutefois, l'impact bénéfique de la consommation collaborative est généralement moins important, notamment en termes de conception, que celui de l'économie de la fonctionnalité. Il reste difficile de tirer une conclusion générale sur la performance environnementale de la consommation collaborative sans évaluer de manière spécifique ses différentes formes (Monier et al., 2016).

1.3.3.3 *Recyclage et valorisation des déchets*

L'ADEME propose une définition du recyclage, pilier du domaine de la gestion des déchets dans la représentation de l'économie circulaire. Le **recyclage** vise à utiliser les matières issues de déchets, en boucle fermée, c'est-à-dire un usage dans le même produit ou en boucle ouverte, c'est-à-dire un usage dans d'autres types de biens. Enfin la notion de recyclage en boucle courte repose avant tout sur une approche de la FdV centrée sur le produit qui permet de recycler en interne un produit ou ses matériaux. Le recyclage est indissociable de l'économie circulaire, plus particulièrement lorsqu'il est déployé en boucle fermée. Cette différenciation entre recyclage en boucle ouverte et en boucle fermée est détaillée sur la figure 1-29, ci-après.

Le recyclage permet de diminuer la pression sur l'environnement en économisant les MP vierges. Dans certaines industries, comme l'industrie du verre, la sidérurgie, les MPR représentent déjà la majeure partie des MP utilisées par ces industries. En 2014, 17 millions de tonnes de matières recyclées ont été utilisées dans la production française (hors bois, granulats et textiles). Selon l'ADEME, le taux d'utilisation des MPR dans l'industrie française s'établit à 49 % la même année. Ce taux intègre les chutes internes des entreprises de MP, hors bois et granulats.

Malgré l'ensemble des problématiques environnementales, ce sont avant tout des raisons économiques et réglementaires qui motivent les industrielles à s'affranchir des approvisionnements en MP pour privilégier des MPR (Butterworth et al., 2013). Le gain économique se situe sur la dissociation des achats de matières avec les cours des MP vierges. L'industriel paye le coût de transformation de la matière via les procédés de recyclage, mais il ne paye plus le rachat d'un nouveau stock de MP, à l'exception des pertes associées à la FdV

des produits hors d'usage. C'est pourquoi les entreprises cherchent à déployer ces stratégies pour s'affranchir des ressources primaires et contenir leurs coûts de fabrication (Rebitzer et al., 2003).

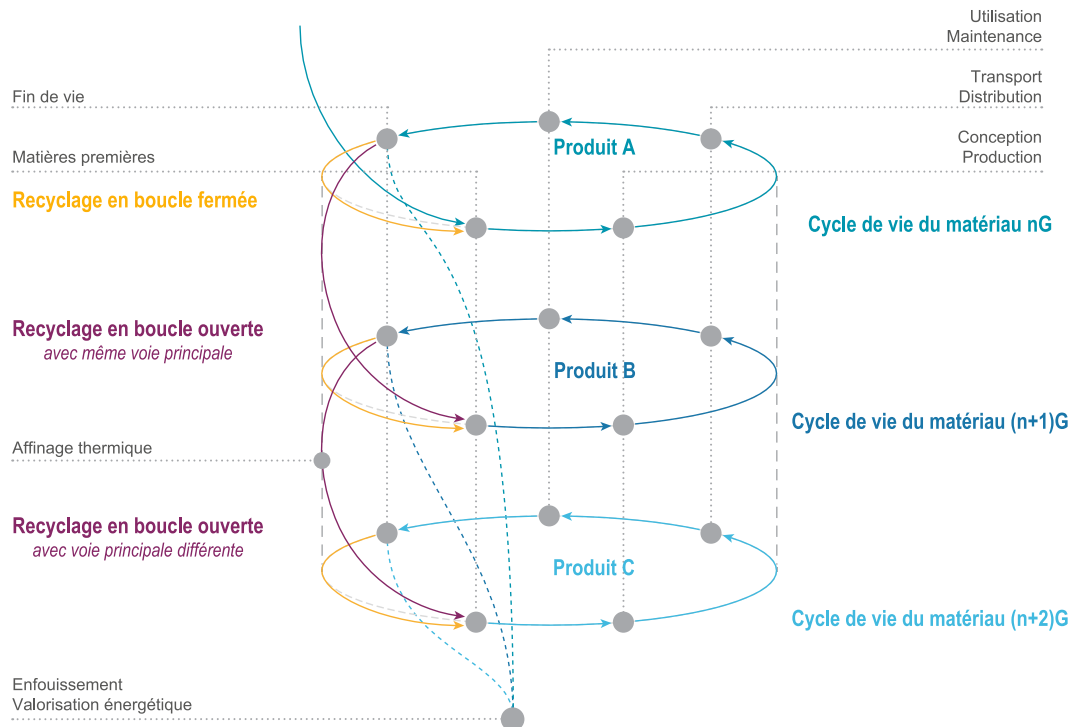


Figure 1-29 Représentation du cycle de vie multiple d'un matériau au sein de différents produits (adapté de Prinçaud et al., 2012)

1.4 BILAN DU CHAPITRE 1

La planète se trouve dans un état de dégradation des écosystèmes, d'épuisement des ressources, de tension démographique et d'urgence climatique. En réduisant la pression sur la raréfaction des matières premières, l'économie circulaire peut participer à la lutte contre le dérèglement climatique. Le sujet des déchets prend une importance grandissante à la fois dans les systèmes économiques et dans la prise de conscience citoyenne. Le découplage de la consommation de matières premières avec l'activité économique constitue l'un des leviers pour participer à la lutte contre le dérèglement climatique.

Avec l'optimisation des procédés de fabrication, la quantité de déchets de production tend à diminuer, mais la quantité de déchets résiduels complexes ne décroît pas. Les solutions de recyclage disponibles sur le marché ne sont souvent pas pertinentes pour ce type de déchets et conduisent à une dégradation de la qualité des matériaux. Bien que le recyclage ne puisse solutionner seul l'épuisement des ressources, il est indispensable de mettre en œuvre des solutions pour régénérer les matières présentes dans nos déchets. Or l'organisation actuelle de la filière de fin de vie ne semble pas répondre aux besoins de l'économie-monde.

Après avoir identifié le contexte global des travaux de recherche, nous nous intéressons dans le deuxième chapitre des motivations des industriels à se tourner vers un modèle circulaire et intégré. Ce nouveau modèle doit permettre de créer les conditions propices au développement d'un système vertueux pour engendrer des valeurs positives sur les plans social, économique et environnemental, au travers d'une gouvernance repensée.

RÉFÉRENCES DU CHAPITRE 1

- ADEME. *Chiffres-clés Déchets - Edition 2016* [En ligne]. Angers : [s.n.], 2016a. 96 p. Disponible sur : < <http://www.ademe.fr/dechets-chiffres-cles> > ISBN : 9791029706264.
- ADEME. « Les potentiels du véhicule électrique ». *Les Avis L'ADEME*. 2016b. p. 1-12.
- ADEME. « Chiffres-clés des Déchets - Édition 2014 ». 2014. p. 80.
- ADEME. *Rapport annuel du registre des déchets d'équipements électriques et électroniques - Rapport Annuel 2016*. Angers : [s.n.], 2017. 134 p.
- ADEME. *La composition des ordures ménagères et assimilées en France*. Angers : [s.n.], 2010a. 31 p. ISBN : 9782358380935.
- ADEME. « La Responsabilité élargie du Producteur - Panorama 2010 ». *Collect. Reprères ADEME*. 2010b. Vol. 1, p. 28.
- ADEME, Bio Intelligence Service. *Bilan environnemental sur les filières de recyclage : l'état des connaissances ACV*. 2002. p. 40.
- AFP. « L'UE loin de ses objectifs en matière de recyclage des déchets électriques et électroniques ». *Le Monde*. 2015. Vol. Août, n°30, p. 2015.
- Anwesha Sengupta. « Cobalt Critical to Lithium Ion Battery Chemical Mix ». *Cobalt Invest. News* [En ligne]. 2018. Vol. February, n°27, p. 5. Disponible sur : < <https://investingnews.com/daily/resource-investing/critical-metals-investing/cobalt-investing/cobalt-critical-lithium-ion-battery-electric-vehicles/> > (consulté le 29 mai 2018)
- Arnsperger C., Bourg D. « Vers une économie authentiquement circulaire ». *Rev. l'OFCE* [En ligne]. 2016. Vol. 145, n°1, p. 91. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/reof.145.0091> >
- Auzanneau M., Guilhen J.-M., Kurtek O., Margontier S., Pasquier I. « Les comptes de l'économie de l'environnement en 2015 ». *DATALAB - Commis. général au développement durable*. 2018. Vol. avril, p. 36.
- Béguin M. « L'histoire des ordures : de la préhistoire à la fin du dix-neuvième siècle ». *VertigO - la Rev. électronique en Sci. l'environnement* [En ligne]. 2013. Vol. 13, n°Numéro 3, p. 18. Disponible sur : < <https://doi.org/10.4000/vertigo.14419> >
- Bihouix P. « Inventer un monde de post-croissance ». *Inst. Momentum*. 2017. Vol. 1 Août, p. 2.
- Bihouix P., De Guillebon B. *Quel futur pour les métaux ? Raréfaction des métaux : un nouveau défi pour la société* [En ligne]. [s.l.] : EDP Sciences, 2013. 300 p. (HORS COLLECTION). Disponible sur : < https://books.google.fr/books?id=_XPqXKwtf_8C > ISBN : 9782759809462.
- Bocken N. M. P., Olivetti E. A., Cullen J. M., Cullen J. M., Goldberg T. « Taking the Circularity to the Next Level: A Special Issue on the Circular Economy ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2017. Vol. 21, n°1, p. 1-5. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12512> >
- Bottin A., Joassard I., Morard V. *L'environnement en France - édition 2014*. Paris : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, 2014. 384 p.
- Brezet H. « Dynamics in ecodesign practice ». *Ind. Environ. UNEP IE*. 1997. Vol. 20, p. 21-24.
- Brundtland G. H. « Our Common Future: Report of the World Commission on Environment and Development ». *United Nations Comm.* [En ligne]. 1987. Vol. 4, n°1, p. 300. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1080/07488008808408783> >
- Butterworth J., Morlet A., Nguyen H. P., Oppenheim J., Stuchtey M. « Towards the Circular Economy: Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition ». *Ellen MacArthur Found.* [En ligne]. 2013. Vol. Vol. 1, n°1, p. 98. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1162/108819806775545321> >
- De Caemel B., Gillis M. « Sortie du statut de déchet : Transposition et pratiques dans les différents états membres de l'Union Européenne ». *RDC Environ.* 2014. Vol. 1A, n°12-0147, p. 77.
- Van Calster G. « Regulatory Instruments ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 527-535. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00037-4> > ISBN : 9780123964595.
- Chéron M., Gilbert-d'Halluin A. « Le véhicule électrique dans la transition énergétique en France - Synthèse ». *Carbone 4* [En ligne]. 2017. Vol. Novembre, p. 22. Disponible sur : < http://www.fondation-nature-homme.org/sites/default/files/vehicule_electrique-bat.pdf >
- Combe H. « La gouvernance, une impérieuse nécessité pour le développement durable ». *Développement durable Territ.* 2015. Vol. 6, n°2, p. 14.

- Commission Européenne. « DIRECTIVE 2008/98/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 19 novembre 2008 relative aux déchets ». *J. Off. l'Union Eur.* 2008. n°5, p. 56-58.
- Deutch J. « Decoupling Economic Growth and Carbon Emissions ». *Joule* [En ligne]. 2017. Vol. 1, n°1, p. 3-5. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.joule.2017.08.011> >
- Dobbs R., Oppenheim J., Thompson F., Mareels S., Nyquist S., Sunil S. « Resource Revolution : Tracking global commodity markets Trends survey 2013 ». *McKinsey Glob. Inst.* 2013. n°September, p. 44.
- Drezet E. « Les aspects sociaux de l'exploitation du lithium ». *CNRS EcoInfo* [En ligne]. 2011. Vol. Mai, p. 15. Disponible sur : < <https://ecoinfo.cnrs.fr/2011/06/01/5-aspects-sociaux/> >
- ECHA. *Guidance on waste and recovered substances* [En ligne]. Helsinki : European Chemicals Agency, 2010. 36 p. Disponible sur : < <https://doi.org/ECHA-10-G-EN> >
- Eco-Emballages. « Eco-Emballages : L'histoire ». [s.l.] : [s.n.], 2016. p. 2. Disponible sur : < <http://www.ecoemballages.fr/eco-emballages/qui-sommes-nous/eco-emballages-histoire> > (consulté le 9 mai 2018)
- Elia V., Gnoni M. G., Tornese F. « Measuring circular economy strategies through index methods : A critical analysis ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2017. Vol. 142, p. 2741-2751. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196> >
- Erkman S. *Vers une écologie industrielle* [En ligne]. [s.l.] : Charles Léopold Mayer, 2004. 251 p.(Dossier FPH). Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=k67ER6UFuz4C> > ISBN : 9782843770883.
- European Commission. *Study on the review of the list of critical raw materials - Criticality Assessments* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2017. 1-93 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2873/876644> > ISBN : 9789279479373.
- European Commission. « DIRECTIVE 2011/65/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 8 June 2011 - ROHS ». *Off. J. Eur. Union* [En ligne]. 2011. Vol. 54, n°1 July, p. 88-110. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> >
- European Commission. « Regulation (EC) 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 - REACH ». *Off. J. Eur. Union* [En ligne]. 2006. p. 396-849. Disponible sur : < <https://doi.org/http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:396:0001:0849:EN:PDF> >
- European Commission. « SEC(2007) 1635 Community Strategy for Endocrine Disrupters ». *Comm. Staff Work. Doc.* 2007. Vol. November, n°30, p. 1-37.
- EUROSTAT. « Activités économiques et pressions sur l'environnement 1995-2001 ». *Stat. en bref, Environ. énergie* [En ligne]. 2006. Vol. 2, p. 45. Disponible sur : < http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=DSP_GLOSSARY_NOM_DTL_VIE_W&StrNom=CODED2&StrLanguageCode=FR&IntKey=16948963&RdoSearch=&TxtSearch=&CboTheme=&IntCurrentPage=1 > (consulté le 20 août 2018)
- Fishman E., Washington S., Haworth N. L. « Bike Share'S Impact on Car Use: Evidence From the United States, Great Britain, and Australia ». *Cent. Accid. Res. Road Saf.* [En ligne]. 2014. Disponible sur : < http://eprints.qut.edu.au/67026/1/Does_bike_share_reduce_car_use_E_Fishman.pdf >
- Gahleitner A. « Closing the loop: Next steps critical for Europe's Circular Economy ». *Eur. Alum. Assoc.* 2015. Vol. 02, n°December, p. 2.
- Gaines L. « The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course ». *Sustain. Mater. Technol.* [En ligne]. 2014. Vol. 1, p. 2-7. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2014.10.001> >
- Gaines L., Nelson P. « Lithium - Ion Batteries : Possible Materials Issues ». *Argonne Natl. Lab.* 2009. n°January, p. 16.
- Garçon P. « Des Déchets aux Produits, Anticiper et Optimiser les Obligations Associées à cette Seconde Vie ». In : *Waste Meet. Lyon*. Lyon : EcoMundo, 2015. p. 18.
- Garrett D. E. « Lithium ». In : Garrett DE (éd.). *Handb. Lithium Nat. Calcium Chloride* [En ligne]. Oxford : Academic Press, 2004. p. 1-235. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012276152-2/50037-2> > ISBN : 978-0-12-276152-2.
- Geldron A. « Métaux stratégiques : la mine urbaine française ». *Ann. des Mines - Responsab. Environ.* [En ligne]. 2016. Vol. 82, n°2, p. 67-73. Disponible sur : < https://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=RE1_082_0067 >
- Geldron A. « Économie Circulaire : Notions ». *Fiche Tech. - ADEME*. 2014. Vol. Octobre, p. 1-9.
- Gerritsen L. « Fairer materials : a list of the 10 we're focusing on ». *Fairphone Publ.* [En ligne]. 2017. Vol. February,

- n°1, p. 8. Disponible sur : < <https://www.fairphone.com/fr/2017/01/26/fairer-materials-a-list-of-the-next-10-were-taking-on/> >
- Giraud G. « Les défis énergétiques pour un développement durable : comment éviter l'effondrement ? ». *Rev. Econ. Dev.* [En ligne]. 2015. Vol. 23, n°3, p. 5. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/edd.293.0005> >
- Global Footprint Network. *L'autre déficit de la France - Rapport 2018*. Paris : [s.n.], 2018. 28 p.
- Graedel T. E. « On the Concept of Industrial Ecology ». *Annu. Rev. Energy Environ.* [En ligne]. 1996. Vol. 21, n°1, p. 69-98. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.69> >
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables ». In : *Procedia CIRP* [En ligne]. Berlin : [s.n.], 2016. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.097> >
- Grossman E. « GPS Tracking Devices Catch Recyclers Exporting Toxic E-Waste ». *Intercept*. 2016. Vol. May, n°10, p. 1-15.
- Haas B. « Chinese bike share graveyard a monument to industry's "arrogance" ». *Guard.* [En ligne]. 2017. Vol. November, n°25, p. 4. Disponible sur : < <https://www.theguardian.com/uk-news/2017/nov/25/chinas-bike-share-graveyard-a-monument-to-industrys-arrogance> > (consulté le 26 juillet 2018)
- Haas W., Krausmann F., Wiedenhofer D., Heinz M. « How circular is the global economy? An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European union and the world in 2005 ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2015. Vol. 19, n°5, p. 765-777. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12244> >
- Habib K., Wenzel H. « Exploring rare earths supply constraints for the emerging clean energy technologies and the role of recycling ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2014. Vol. 84, n°1, p. 348-359. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.035> >
- Hache E., Seck G.-S., Simoën M. « Quelle criticité du lithium dans un contexte d'électrification du parc automobile mondial ? » *IFPEN - Panor.* 2018 [En ligne]. 2018. Vol. Juillet, p. 12. Disponible sur : < <http://www.panorama-ifpen.fr/criticite-du-lithium/> >
- Hall C. A. S., Klitgaard K. A. *Energy and the Wealth of Nations: Understanding the Biophysical Economy*. Engineerin. New York, NY : Springer Verlag, 2012. 410 p. ISBN : 9781441993977.
- Hametner M., Dimitrova A., Dimitrova A., Schindler P. *Sustainable development in the European Union - 2016 Edition* [En ligne]. Brussels : EUROSTAT, 2016. 168 p. Disponible sur : < [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0976\(199711\)7:6<181::AID-EET134>3.0.CO;2-S](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0976(199711)7:6<181::AID-EET134>3.0.CO;2-S) > ISBN : 9789279185168.
- Haupt M., Vadenbo C., Hellweg S. « Do We Have the Right Performance Indicators for the Circular Economy? Insight into the Swiss Waste Management System ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2016. Vol. 00, n°0, p. 1-13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12506> >
- Hawkins T. R., Singh B., Majeau-Bettez G., Strømman A. H. « Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2013. Vol. 17, n°1, p. 53-64. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x> >
- Henckens M. L. C. M., Driessen P. P. J., Worrell E. « Metal scarcity and sustainability, analyzing the necessity to reduce the extraction of scarce metals ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2014. Vol. 93, p. 1-8. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.09.012> >
- Horta Arduin R., Grimaud G., Martínez Leal J., Pompidou S., Charbuillet C., Laratte B., Alix T., Perry N. « Influence of scope definition in recycling rate calculation for European e-waste extended producer responsibility ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2019. Vol. 84, p. 256-268. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.002> >
- Hubbert M. K. « The Energy Resources of the Earth ». *Sci. Am.* [En ligne]. 1971. Vol. 225, n°3, p. 60-73. Disponible sur : < <http://www.jstor.org/stable/24923117> >
- Huisman J., Botezatu I., Herreras L., Liddane M., Hintsa J., Luda di Cortemiglia V., Leroy P., Vermeersch E., Mohanty S., Van den Brink S., Ghenciu B., Dimitrova D., Nash E., Shryane T., Wieting M., Kehoe J., Baldé C. P., Magalini F., Zanasi A., Ruini F., Männistö T., Bonzio A., Zan A. *Countering WEEE Illegal Trade (CWIT) Summary Report, Market Assessment, Legal Analysis, Crime Analysis and Recommendations Roadmap* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. 64 p. Disponible sur : < <https://doi.org/978-92-808-4560-0> > ISBN : 9789280845594.
- IARC. « Agents Classified by the IARC Monographs: Volumes 1-123 ». *Int. Agency Res. Cancer Monogr.* [En ligne]. 2018. Vol. November, n°08, p. 1-25. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2> >
- IEA. *Mix énergétique mondiale 1990-2035*. 2014. p. 50.
- IEA. *Resources to reserves 2013* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2013. 1-268 p. Disponible sur : <

- <https://doi.org/10.1787/9789264090705-en> > ISBN : 9789264090705.
- INSEE. *Fiche Repères Produit Intérieur Brut (PIB)*. 2017. p. 9-11.
- IPCC. *Global Warming of 1.5°C - Summary for Policymakers* [En ligne]. Incheon, Republic of Korea : UNEP, 2018. 34 p. Disponible sur : < http://report.ipcc.ch/sr15/pdf/sr15_spm_final.pdf >
- Isenmann R. « Industrial Ecology : Its Perspective of Understanding Nature As Model ». *Sustain. Dev.* [En ligne]. 2003. Vol. 11, n°June, p. 143-158. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1002/sd.213> >
- Jancovici J.-M. *L'avenir climatique - Quel temps ferons-nous ?* [En ligne]. Paris : Le Seuil, 2017. 287 p. Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=XrEuDwAAQBAJ> > ISBN : 9782021376319.
- Jones P. T., Geysen D., Tieleman Y., Van Passel S., Pontikes Y., Blanpain B., Quaghebeur M., Hoekstra N. « Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: A critical review ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2013. Vol. 55, p. 45-55. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021> >
- Khanna R., Cayumil R., Mukherjee P. S., Sahajwalla V. « A Novel Recycling Approach for Transforming Waste Printed Circuit Boards into a Material Resource ». *Procedia Environ. Sci.* [En ligne]. 2014. Vol. 21, p. 42-54. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2014.09.006> >
- Kirchherr J., Reike D., Hekkert M. « Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2017. Vol. 127, n°April, p. 221-232. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005> >
- Kok I., Zou S. Y., Gordon O., Mercer B. « Rethinking transportation 2020-2030 : The Disruption of Transportation and the Collapse of the Internal-Combustion Vehicle and Oil Industries ». *RethinkX* [En ligne]. 2017. n°May, p. 70. Disponible sur : < https://static1.squarespace.com/static/585c3439be65942f022bbf9b/t/591a2e4be6f2e1c13df930c5/1494888038959/RethinkX+Report_051517.pdf%0Ahttps://static1.squarespace.com/static/585c3439be65942f022bbf9b/t/59f279b3652deaab9520fba6/1509063126843/RethinkX+Report_ >
- Lacarrière B., Deutz K. R., Jamali-Zghal N., Le Corre O. « Emergy assessment of the benefits of closed-loop recycling accounting for material losses ». *Ecol. Modell.* [En ligne]. 2015. Vol. 315, p. 77-87. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.015> >
- Lashof D. A., Ahuja D. R. « Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming ». *Nature* [En ligne]. 5 avril 1990. Vol. 344, p. 529. Disponible sur : < <http://dx.doi.org/10.1038/344529a0> >
- Lavery G., Pennell N. *Le Nouveau Modèle Industriel : Plus de bénéfices, plus d'emplois et moins d'impact sur l'environnement*. Interface.[s.l.] : [s.n.], 2014. 41 p.
- Legrain Y. « Transitions vers une industrie économe en matières premières ». *Les Avis du Cons. économique, Soc. environnemental*. 2014. Vol. 7, n°Février, p. 218.
- Len M. « Putting re-use and repair at the heart of the EU's Circular Economy Package ». *Reuse Recycl. EU Soc. Enterp. Netw.* 2015. p. 1-7.
- Lu B., Liu J., Yang J., Li B. « The environmental impact of technology innovation on WEEE management by Multi-Life Cycle Assessment ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2015. Vol. 89, p. 148-158. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.004> >
- Luderer G., Vrontisi Z., Bertram C., Edelenbosch O. Y., Pietzcker R. C., Rogelj J., De Boer H. S., Drouet L., Emmerling J., Fricko O., Fujimori S., Havlík P., Iyer G., Keramidas K., Kitous A., Pehl M., Krey V., Riahi K., Saveyn B., Tavoni M., Van Vuuren D. P., Kriegler E. « Residual fossil CO2 emissions in 1.5–2 °C pathways ». *Nat. Clim. Chang.* [En ligne]. 2018. Vol. 8, n°7, p. 626-633. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0198-6> >
- Mackenzie F. « Our changing planet : an introduction to earth system science and global environmental change ». 2011. n°January 2011.,
- Marquet C., Monier V., Imperiale A.-C., Maccario F., Basciano R., Beuret P., Kuch P., Jayr E. *Panorama de la deuxième vie des produits en France – Réemploi et réutilisation - Actualisation 2017*. Angers : ADEME, 2017. 1-32 p.
- Mathus T. M. *An Essay on the Principle of Population*. London : Originally published anonymously. Republished Liberty Fund, Inc., 2000, 1798. 124 p.
- Meadows D. H., Meadows D. L., Randers J., Behrens W. W. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind* [En ligne]. [s.l.] : New American Library, 1972. 207 p.(A Potomac Associates book). Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=UWmoPwAACAAJ> > ISBN : 9780451136954.

- Meadows D. H., Randers J., Meadows D. L. *Limits to Growth: The 30-Year Update* [En ligne]. [s.l.] : Chelsea Green Publishing, 2004. 368 p. Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=QRyQiiNGW6oC> > ISBN : 9781603581554.
- Melillo J. M., Richmond T. T. C., Yohe G. W. « Impacts in the United States: The Third National Climate Assessment ». *U.S. Glob. Chang. Res. Progr.* [En ligne]. 2014. p. 841. Disponible sur : < <https://doi.org/10.7930/J0Z31WJ2> >
- Messenger B. « Recycling to Supply 9% of Global Lithium Demand by 2025 ». *Waste Manag. World* [En ligne]. 2017. Vol. December, n°04, p. 4. Disponible sur : < <https://waste-management-world.com/a/in-depth-recycling-to-supply-9-of-global-lithium-demand-by> > (consulté le 21 août 2018)
- Ministère de l'Écologie. *CODE DE L'ENVIRONNEMENT - Livre V Préventions des pollutions - Titre IV Déchets - Ch 1 - Sec 1 - SSec 2 Classification des déchets*. France : [s.n.], 2011.
- Ministère de l'Écologie. *Code de l'environnement - Article L 541-10*. 1975. p. 4.
- Ministère de l'Écologie. *LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte*. France : LegiFrance, 2015.
- Monier V., Duvernois P.-A., Lemeillet A., Gomy C., Witte F., Sarteel M., Said S. A., Hébel P., Lehuédé F., Siounandan N., Tincq B., Guedira A. *Potentiels d'extension de l'économie collaborative pour réduire les impacts environnementaux*. Angers : ADEME, 2016. 1-112 p.
- Newmont. *Newmont Reports 2017 Reserves and Resources*. [s.l.] : [s.n.], 2018. 9-10 p.
- Niero M., Olsen S. I. « Circular economy : to be or not to be in a closed product loop ? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2015. Vol. 114, p. 18-31. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.023> >
- Notter D. A., Gauch M., Widmer R., Wäger P. A., Stamp A., Zah R., Althaus H.-J. « Contribution of Li-Ion Batteries to the Environmental Impact of Electric Vehicles ». *Environ. Sci. Technol.* [En ligne]. 2010. Vol. 44, n°17, p. 6550-6556. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1021/es903729a> >
- OCDE. *Indicateurs du découplage des pressions environnementales et de la croissance économique*. [s.l.] : [s.n.], 2002. 45 p.
- OCDE. *Environment at a Glance 2015* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. 100 p. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1787/9789264235199-en> >
- OCDE. *Responsabilité élargie des producteurs : Manuel à l'intention des pouvoirs publics*. [s.l.] : OECD Publishing, 2001. 420 p. ISBN : 9789264289864.
- OMS. « Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors ». In : *Int. Program. Chem. Saf.* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2002. p. 500. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1089/15305620252933437> > ISBN : 1530-5627.
- ONU. « Report on the Intersessional Senior Expert Group Meeting on Sustainable Development of Lithium Resources in Latin America: Emerging Issues and Opportunities ». In : *Econ. Soc. Counc. - Comm. Sustain. Dev.* Santiago, Chili : [s.n.], 2010. p. 1-18.
- ONU. « The State of Commodity Dependence Report ». *United Nations Conf. Trade Dev.* [En ligne]. 2017a. Disponible sur : < <http://unctad.org/en/PublicationsLibrary/suc2017d2.pdf> >
- ONU. « Commodities and Development Report 2017: Commodity Markets, Economic Growth and Development ». *United Nations Conf. Trade Dev.* 2017b. p. 98.
- Owen J. R. « Rechargeable lithium batteries ». *Chem. Soc. Rev.* [En ligne]. 1997. Vol. 26, n°4, p. 259-267. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1039/CS9972600259> >
- Pigosso D. C. A., Rodrigues V. P., McAloone T. C. « Embracing Circular Economy : a journey seen through the perspective of Sustainability Maturity ». 2017. n°January, p. 7.
- Pitron G. *La guerre des métaux rares : La face cachée de la transition énergétique et numérique* [En ligne]. Les Liens. Paris : [s.n.], 2018. 295 p. Disponible sur : < http://www.editionslesliensquilibrent.fr/livre-La_guerre_des_métaux_rares-9791020905741-1-1-0-1.html > ISBN : 979-10-209-0574-1.
- Pivnenko K., Eriksen M. K., Martín-Fernández J. A., Eriksson E., Astrup T. F. « Recycling of plastic waste: Presence of phthalates in plastics from households and industry ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2016. Vol. 54, p. 44-52. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.014> >
- Prinçaud M., Pampidou S., Perry N., Mantaux O. « Identification des bases d'une synergie entre recycleurs et concepteurs: application au cas des composites ». In : *13e Colloq. Natl. AIP PRIMECA*. Le Mont Dore : [s.n.],

2012. p. 15.
- Randers J. « 2052: A Global Forecast for the Next Forty Years ». *Cent. Clim. Strateg. Nor. Bus. Sch. BI* [En ligne]. 2014. Vol. January, p. 29. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1080/0969160X.2012.720407> >
- Rebitzer G., Fullana P., Weidema B. P., Joliet O. « Recycling, Close-Loop Economy, Secondary Resources ». In : *10th LCA Case Study Symp.* [s.l.] : [s.n.], 2003. p. 106-108.
- Reintjes M. « BAN : E-scrap tracking suggests law violations ». *Recycl. Int.* 2016. Vol. June, n°06, p. 2.
- Van Schaik A., Reuter M. A. « Material Centric (Aluminum and Copper) and Product Centric (Cars, WEEE, TV, Lamps, Batteries, Catalysts) Recycling and DfR Rules ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 307-378. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00022-2> > ISBN : 9780123964595.
- Schluep M., Hagelüken C., Kuehr R., Magalini F., Maurer C., Meskers C. E. M., Mueller E., Wang F. « Recycling – From E- Waste To Resources ». *United Nations Environ. Program. United Nations Univ.* 2009. p. 120.
- Scruggs C. E., Nimpuno N., Moore R. B. B. « Improving information flow on chemicals in electronic products and E-waste to minimize negative consequences for health and the environment ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2016. Vol. 113, p. 149-164. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.009> >
- Skerlos S. J. « Promoting effectiveness in sustainable design ». *22nd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2015. Vol. 29, p. 13-18. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.080> >
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., De Vries W., De Wit C. A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G. M., Persson L. M., Ramanathan V., Reyers B., Sörlin S. « Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet ». *Science* (80-.). [En ligne]. 2015. Vol. 347, n°6223, p. 13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1126/science.1259855> >
- Stevens B. « Planned obsolescence ». *The Rotarian*. 1954. Vol. 96, n°2, p. 12.
- Stocker T. F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M. M. B., Allen S. K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P. M. *Climate change 2013: the physical science basis*. UNEP. Cambridge : Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. 1541 p. ISBN : 9781107661820.
- Sun X., Hao H., Zhao F., Liu Z. « Tracing global lithium flow: A trade-linked material flow analysis ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2017. Vol. 124, n°January, p. 50-61. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.04.012> >
- Tahil W. « How Much Lithium does a Lilon EV battery really need ? ». *Meridian Int. Res.* 2010. p. 1-11.
- Tahil W. « The Trouble with Lithium 2 Under the Microscope ». *Meridian Int. Res.* 2008. n°May, p. 1-54.
- Tansel B. « From electronic consumer products to e-wastes: Global outlook, waste quantities, recycling challenges ». *Environ. Int.* [En ligne]. 2017. Vol. 98, p. 35-45. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.002> >
- Thouverez P. « Des batteries Lithium qui durent longtemps. Vraiment très longtemps. » *Tech. l'Ingénieur* [En ligne]. 2017. Vol. Mai, n°30, p. 1-8. Disponible sur : < <https://www.techniques-ingenieur.fr/actualite/articles/batteries-lithium-43384/> >
- Toth G., Sziget C. « The historical ecological footprint: From over-population to over-consumption ». *Ecol. Indic.* [En ligne]. 2016. Vol. 60, p. 283-291. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.040> >
- Tranchant C., Vasseur L., Quattara I., Vanderlinden J.-P. « L'écologie industrielle : une approche écosystémique pour le développement durable ». *Colloq. développement durable leçons Perspect.* 2004. p. 203-210.
- UNEP. « Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants ». *Secrétariat la Conv. Stock. Program. des Nations Unies pour l'Environnement*. 2009. p. 40.
- United Nations. « The Sustainable Development Goals Report ». *United Nations Publ.* [En ligne]. 2017. p. 1-56. Disponible sur : < <https://doi.org/10.18356/3405d09f-en> >
- Vernier J. *Les filières REP : Responsabilité élargie des producteurs en matière de prévention et de gestion des déchets générés par leurs produits*. Paris : [s.n.], 2018. 92 p.
- Wiedmann T. O., Schandl H., Lenzen M., Moran D., Suh S., West J., Kanemoto K. « The material footprint of nations ». *Proc. Natl. Acad. Sci.* [En ligne]. 2015. Vol. 112, n°20, p. 6271-6276. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110> >
- Worrell E. « Material efficiency: Meeting our Material Services within Planetary Boundaries ». In : *Soc. Mater. Int. Conf. SAM 10* [En ligne]. Roma : SOVAMAT, 2016. p. 23. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385971-6.00013-0> > ISBN : 978-1-904818-93-9.

- Xu J., Thomas H. R., Francis R. W., Lum K. R., Wang J., Liang B. « A review of processes and technologies for the recycling of lithium-ion secondary batteries ». *J. Power Sources* [En ligne]. 2008. Vol. 177, n°2, p. 512-527. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2007.11.074> >
- Yao C., Feng K., Hubacek K. « Driving forces of CO2 emissions in the G20 countries: An index decomposition analysis from 1971 to 2010 ». *Ecol. Inform.* [En ligne]. 2015. Vol. 26, n°P1, p. 93-100. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.02.003> >
- Zepf V., Simmons J., Reller A., Ashfield M., Rennie C. *Materials Critical to the Energy Industry: An Introduction*. Second edi. London : BP, 2014. 94 p. ISBN : 9780992838706.
- Zhang F. *Intégration des considérations environnementales en entreprise : Une approche systémique pour la mise en place de feuilles de routes*. [s.l.] : Université de Grenoble, 2014. 396 p.

L'ensemble des pictogrammes utilisés dans ce manuscrit sont issus de la bibliothèque *The Noun Project*.

CHAPITRE 2 LES MOTIVATIONS DES TRAVAUX DE RECHERCHE

*Ce chapitre a été en partie publié dans Grimaud G., Perry N., Laratte B. **Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables**. Procedia CIRP 2016.*

RÉSUMÉ DU CHAPITRE 2

La crise environnementale sous-jacente se matérialise par une pollution de l'ensemble des compartiments environnementaux. Elle se traduit à toutes les étapes du cycle de vie des produits. Cette crise est d'autant plus forte en fin de vie en raison de l'accumulation des déchets. Aussi, l'amélioration des stratégies de fin de vie semble pouvoir apporter des solutions pertinentes pour réduire l'empreinte écologique de notre société.

Dans la première partie de ce chapitre, nous présentons une revue historique du développement de la filière de gestion des déchets. La filière de fin de vie des produits s'est fortement structurée ces dernières décennies afin de répondre aux enjeux sociétaux. D'un système distribué non-organisé et opportuniste, la filière tend à s'organiser sous la forme d'un système intégré à la chaîne de valeur. Des éléments économiques, réglementaires et sociaux ont contraint cette évolution. La figure 2-1 présente les principales étapes de cette évolution.

Plus récemment, ce sont des facteurs environnementaux qui amplifient l'évolution vers le modèle circulaire, décrit dans la deuxième partie de ce chapitre. Ce modèle apporte des gains sur l'ensemble des piliers du développement durable (environnementaux, économique et sociaux). Cette partie présente également les freins existants pour le développement du modèle circulaire et qui justifient un accompagnement spécifique.

Enfin, la troisième partie du chapitre présente les motivations industrielles et le positionnement scientifique qui ont conduit aux travaux de recherche.



Figure 2-1 Présentation du contexte industriel des travaux de recherche

2.1 LES RECYCLEURS DANS LE MODÈLE LINÉAIRE

2.1.1 Modèle historique de ferrailleur

2.1.1.1 *Modèle organisationnel des ferrailleurs*

Le principe de gestion des déchets est apparu en France au XVI^e siècle pour réduire l'insalubrité urbaine à l'origine de la prolifération de maladies. La solution est passée par la création d'un système de collecte en utilisant des paniers pour récupérer les déchets ménagers. En parallèle, les chiffonniers collectent et revendent différents matériaux en vue de leur recyclage.

Le métier de ferrailleur trouve son origine dans l'activité des chiffonniers. En France, jusqu'à la seconde moitié du XX^e siècle, les chiffonniers ont exercé un métier de récupération des déchets ou d'achat de produits en Fin de Vie (FdV) pour les revendre à des entreprises de transformation (papetiers, fondeurs, verriers, etc.). La collecte des déchets par les chiffonniers est motivée par la seule valeur économique des matériaux qui composent les déchets qu'ils récupèrent (Béguin, 2013). Par exemple, les chiffonniers récupéraient principalement les produits suivants : les vieux chiffons et le papier pour les cartonneries et papeteries, la ferraille et les boîtes de conserve pour les fonderies de la métallurgie, le verre pour l'industrie du verre (Barles, 2011).

Les chiffonniers sont fortement spécialisés sur un flux de produit en FdV. Ce système de récupération informelle s'est principalement structuré autour de la récupération de métaux, en raison des gains financiers plus importants que pour les autres flux de déchets. Le modèle des ferrailleurs reprend largement le mode de fonctionnement des chiffonniers en réalisant des étapes de massification et de préparation pour le recyclage. L'enjeu pour le ferrailleur est de préparer la matière pour la filière de production de Matières Premières (MP) vierges. Dans ce modèle, la matière issue de la collecte a pour but d'être diluée dans la production de matière vierge*. Cette dilution permet de réduire les coûts de production de matière vierge (Corteel et Le Lay, 2011).

Nous proposons sur la figure 2-2 une représentation de l'organisation de la filière de FdV sous le modèle des ferrailleurs. Ce système distribué sur le territoire reste non-organisé en l'absence de réglementations contraignantes (normes, directives, etc.). Les interactions entre les acteurs de la filière de FdV sont rares. Ils sont fortement indépendants les uns des autres. Ils se cantonnent le plus souvent à une zone géographique. La récupération des flux se fait par opportunisme (Béguin, 2013).

Leur bornage géographique pousse les ferrailleurs à être dans une stratégie de forte concurrence les uns par rapport aux autres pour maintenir leur monopole territorial. Les relations entretenues ne favorisent pas la concertation entre ferrailleurs et donc une stratégie

de filière. Toutefois, le modèle de ferrailleurs a permis de mettre en place des filières de recyclage des déchets ferreux. Nous présentons le modèle des ferrailleurs, mais une organisation équivalente s'est mise en place pour les déchets de verre ou les papiers et cartons sur la base des chiffonniers déjà en activité.

La valeur économique des MPR est fortement dépréciée par rapport aux matériaux vierges en raison de la qualité, pureté inférieure. La motivation des producteurs de matières vierges pour intégrer des matières recyclées vise à réduire leurs coûts de production. Ce sont les producteurs de matières vierges qui font le marché, et il est spécifique aux ferrailleurs. Le marché de la récupération est donc déconnecté du marché global des matières vierges, il s'inscrit dans une démarche de résilience. Ainsi les produits ou matériaux n'ont pas la même valeur en fonction des zones géographiques, suivant les besoins de l'économie locale.

La qualité des ferrailles revendues est peu vérifiée et entre peu dans le calcul du prix de reprise. De fait, les ferrailleurs utilisent peu de moyens techniques pour la séparation des matériaux, leur pureté oscille entre 80 et 95 %, voire parfois moins. Le but étant de privilégier le volume plutôt que la qualité. La fonctionnalité des matières recyclées est rarement maintenue par ce modèle qui s'apparente à un sous-cyclage.

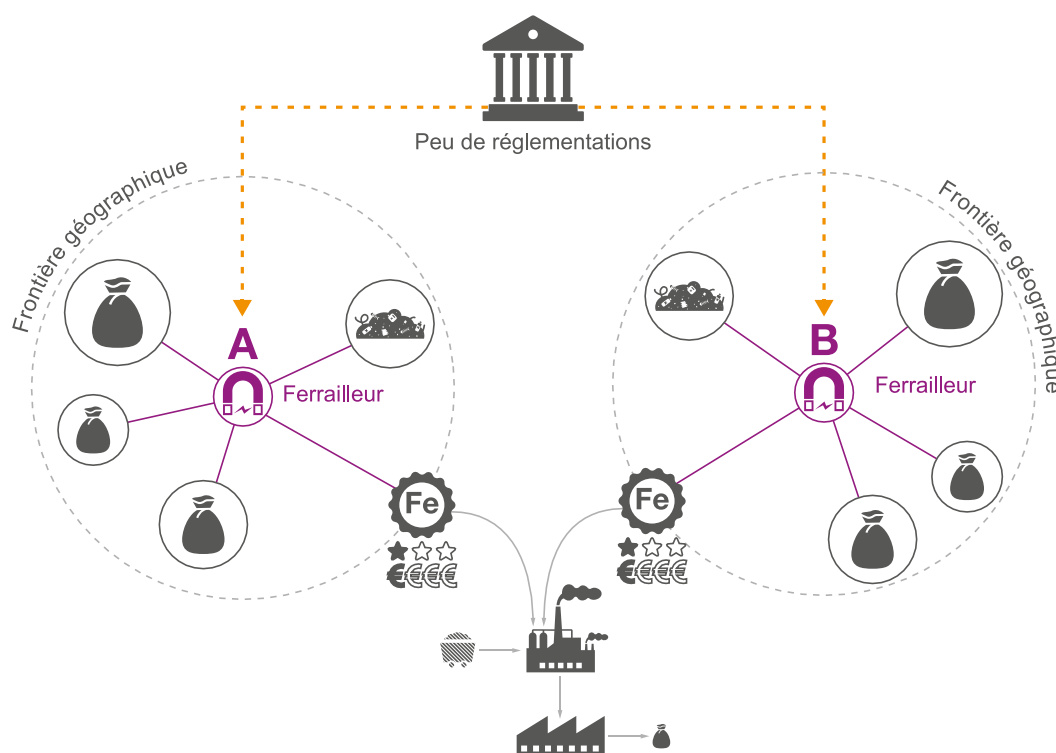


Figure 2-2 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle ferrailleur

2.1.1.2 Les ferrailleurs face aux défis de la circularité des matériaux

La notion de FdV est liée à la société de consommation et au renouvellement des biens de consommation. Auparavant tout s'utilisait, se réutilisait et se transmettait pour maximiser

l'usage des biens. Il s'agit d'un concept moderne associé à l'augmentation de notre niveau de vie (Harpet, 2013). En observant l'évolution de la circularité des matériaux depuis 1825 présentée sur la figure 2-3, le modèle organisationnel des chiffonniers puis des ferrailleurs apparaît comme le modèle le plus performant. Cependant, cette représentation masque un phénomène parallèle : la complexification des produits. Sur la figure 2-3, nous représentons à la fois la complexification des produits, sur la base du taux d'utilisation des éléments chimiques proposé par Zepf et al. (2014) ; et le taux de circularité des matériaux proposé par Haas et al. (2015).

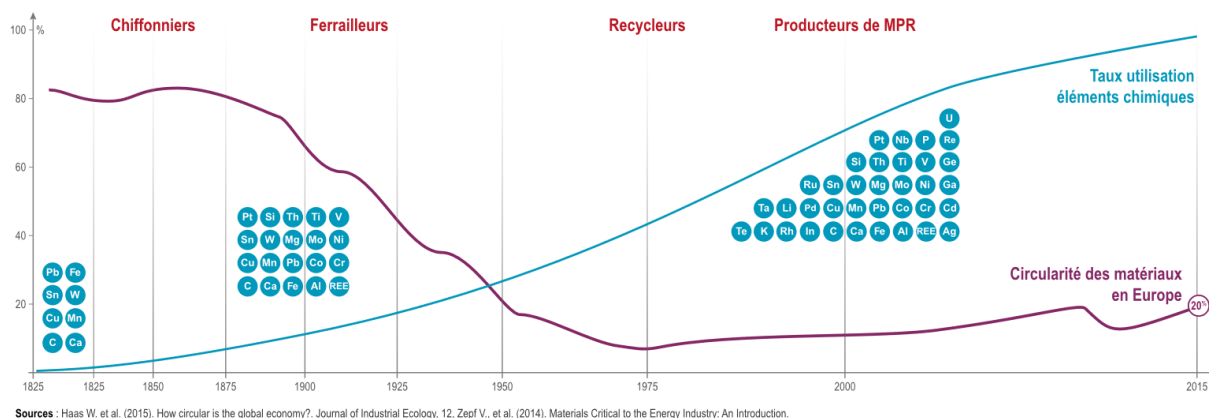


Figure 2-3 Les modèles organisationnels des acteurs de la fin de vie vis-à-vis de l'évolution de la complexité des produits et de la circularité

Nous pouvons distinguer quatre facteurs qui ont rendu le modèle simple de ferrailleur non performant face à la complexification des déchets. D'une part, les produits mono matière sont devenus minoritaires pour laisser la place à des produits de plus en plus hétérogènes et multi-matériaux. Or les ferrailleurs sont adaptés à la collecte monoflux et ils ne disposent pas des systèmes nécessaires pour la séparation des différents matériaux présents dans les déchets plus complexes. Résultat, les ferrailleurs se concentrent sur les métaux ferreux sans pour autant valoriser les autres matériaux présents dans les flux de déchets complexes qui partent à l'élimination.

Deuxièmement, de nouveaux matériaux, tels que les plastiques, sont arrivés dans les produits dont certains ne disposent pas de filières de récupération pour des raisons économiques ou techniques. Concernant les métaux, de nouveaux alliages ont fait leur apparition (figure 1-4). Troisièmement, la quantité des déchets est en forte augmentation, et les ferrailleurs privilégient les flux de déchets facilement récupérables et transformables sans apporter une réponse globale à l'ensemble des flux de produits en FdV. Quatrièmement, les déchets sont de plus en plus diffus sur le territoire, et l'approche géographique des ferrailleurs limite leur capacité à répondre à l'enjeu de la dissémination des déchets.

2.1.2 Présentation du modèle de recycleur

La transition vers le modèle de recycleur va de pair avec la complexification des flux de déchets qui obligent à trouver des solutions pertinentes pour limiter les risques de pollution. Dans les années 1970, les réglementations destinées à réguler la quantité de déchets ont engagé la transition vers le modèle de recycleurs. Ces réglementations avaient pour enjeu de décharger les collectivités locales de la gestion des déchets dangereux au travers d'une définition plus stricte des responsabilités propres à chaque acteur du cycle de vie. L'évolution du modèle de ferrailleur vers le modèle de recycleur coïncide avec ces nouveaux règlements présentés dans le chapitre 1. Nous proposons sur la figure 2-4 une représentation du modèle de recycleur.

Le modèle des recycleurs est un modèle beaucoup plus contraint qui doit traiter avec un flux de déchets et doit trouver les filières aval adaptées. Le recycleur n'est plus simplement à la recherche de matières valorisables par les producteurs de matières vierges. Par exemple, dans le cadre du recyclage des DEEE, les éco-organismes exigent une connaissance complète de la filière de traitement. Cette connaissance passe par la caractérisation du gisement qui est utilisée pour les objectifs de valorisation aval. Le recycleur ne peut plus extraire uniquement les matières qui possèdent un exutoire connu, mais doit également s'assurer que les autres matières présentes sont valorisées.

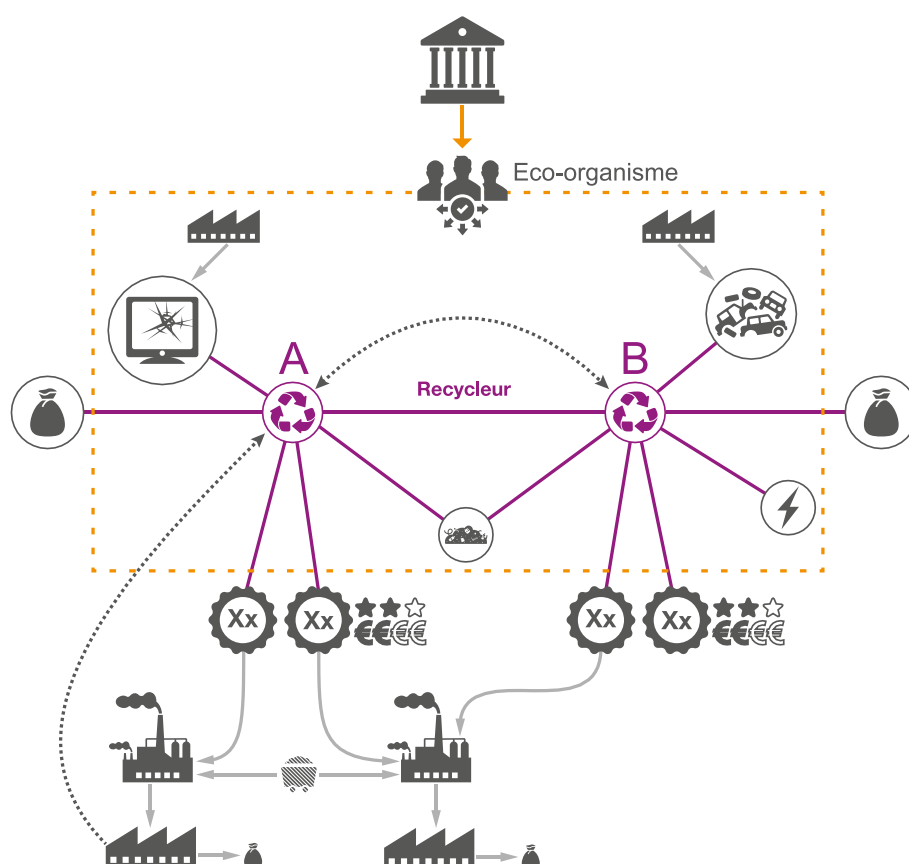


Figure 2-4 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle recycleur

Le dialogue entre les acteurs de la filière de FdV devient indispensable : vers l'amont de la filière pour définir les caractéristiques acceptables pour les flux de déchets ; et vers l'aval pour définir les filières de traitement adaptées aux flux triés. Ce dialogue a permis de créer des synergies entre les recycleurs afin de diversifier leur flux de déchets en fonction de leurs compétences. En s'ouvrant sur l'extérieur, les recycleurs se retrouvent à l'écoute du marché global. Surtout, la délocalisation des industries oblige les recycleurs à considérer un marché plus large. De fait, ils se positionnent pour capter des gisements sur le moyen terme. La complexification des produits contraint les recycleurs à apporter une réponse multi matériaux. L'ensemble de ces évolutions permet d'augmenter la qualité des MPR et d'augmenter les prix de vente qui sont indexés sur les cours des MP avec des décotes qui reposent sur des mécanismes connus.

La discussion se limite aux acteurs de l'écosystème de gestion des déchets et porte sur la rudologie*. Les discussions avec utilisateurs, distributeurs ou fabricants ne sont pas directes. La transition vers le modèle de recycleur n'est pas totale dans la filière de traitement des déchets et beaucoup d'acteurs sont encore dans un modèle de collecteur-ferrailleur. Certains acteurs ont amorcé une nouvelle transition vers le modèle de producteurs de MPR ou régénérateur de MPR.

2.1.3 Présentation du modèle de producteur de MPR

Dans le modèle du producteur ou régénérateur de MPR, la pression réglementaire est encore plus forte. Elle se décompose d'une part en une réglementation incitative (fiscalité écologique, taxes diverses, etc.) et une réglementation contraignante qui définit des standards de qualité pour les matières recyclées, des objectifs de valorisation et des organisations spécifiques par typologie de flux de déchets. En devenant producteurs de MPR, les recycleurs ont l'obligation de se plier aux mêmes contraintes réglementaires pour leurs productions de MPR que les producteurs de MP vierges présentés dans la section 1.2.2.6 du chapitre 1. Nous proposons une représentation du modèle de producteur de MPR sur la figure 2-5.

Cette nouvelle organisation nécessite d'intégrer des systèmes de qualité et de suivi des approvisionnements pour garantir le respect réglementaire. Le système reste distribué, mais les acteurs sont fortement interdépendants en raison de leurs spécialisations respectives. Des synergies existent avec des contrats d'approvisionnement pour atteindre les objectifs de valorisation. La spécialisation est liée aux technologies dont chaque recycleur a fait l'acquisition. Il existe donc une relation de type rang 1, rang 2, rang n pour offrir une valorisation exhaustive des flux de déchets. Les produits en FdV étant de plus en plus complexes, les investissements sont rationalisés pour s'assurer un retour sur investissement cohérent.

En parallèle, les acteurs de la filière de FdV se sont fortement regroupés (rachat, association, groupement, etc.). Cette logique de rapprochement permet de mailler le territoire et de disposer d'un éventail de compétences cohérentes pour répondre aux appels d'offres.

Le rapprochement permet de compenser la spécialisation individuelle des acteurs. Des offres de service globales sont alors proposées. Les réponses que peuvent apporter ces acteurs sont fortement standardisées autour de compétences spécialisées.

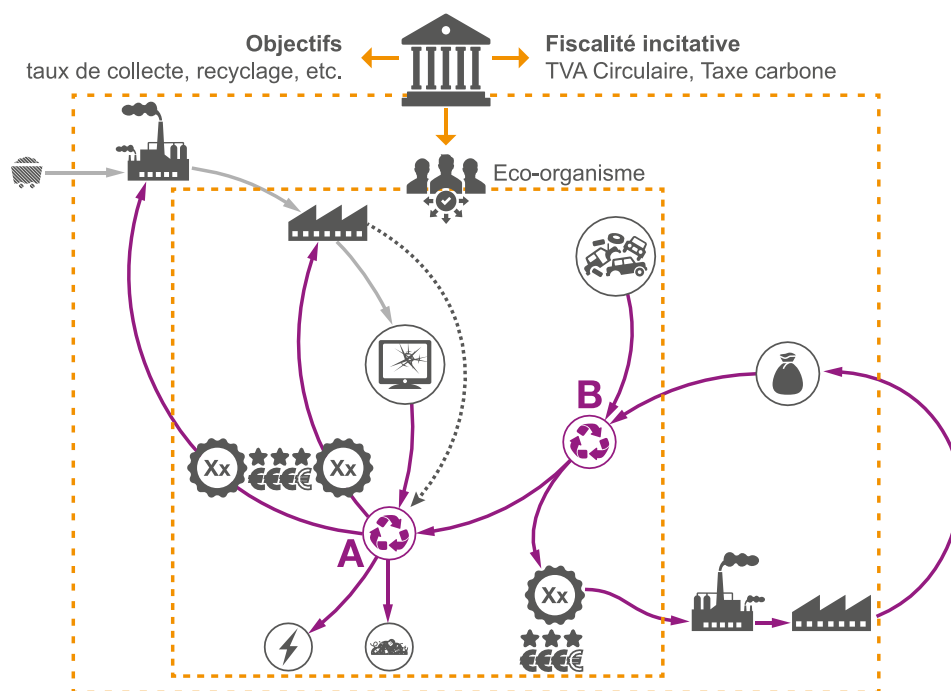


Figure 2-5 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle producteur de matières premières recyclées.

L'objectif de ces acteurs est de proposer des MPR en quantité et qualité acceptable par les industriels. L'enjeu est de trouver un juste équilibre entre coûts de traitement des déchets et les cours des MP en intégrant les éventuelles décotes. La qualité des MPR a fortement augmenté dans ce nouveau modèle de recyclage. Les producteurs de MPR sont donc en relation directe avec les utilisateurs de MP pour s'assurer de la compatibilité technique des MPR avec les besoins du marché. En mettant sur le marché des MPR, les industriels sont tenus de fournir en permanence la meilleure qualité de matière, sans pour autant maîtriser leurs flux d'approvisionnement en produits entrants.

Le producteur de MPR se retrouve dès lors à l'interface entre le gisement de déchets et les besoins de MP de l'industrie. L'objectif de l'acteur de la fin de vie n'est donc plus de maximiser la quantité de MPR, mais plutôt d'orienter la qualité vers les besoins spécifiques des consommateurs de MPR. Cette structuration de la filière de FdV permet aux différentes autorités de piloter la filière et de garantir le respect des objectifs.

Avec l'approche du modèle de producteur de MPR, ces acteurs de la filière ont eu tendance à fortement se spécialiser. Les acteurs moins spécialisés se trouvant en amont de la filière afin d'opérer une séparation préliminaire. La qualité finale des MPR dépend fortement de la qualité de cette première séparation. La pureté des matières fournies par les recycleurs influence la capacité des régénérateurs à produire des MPR de haute qualité. Une séparation

incomplète oblige les régénérateurs à réaliser des étapes de dilution qui limite la valeur ajoutée des opérations de traitement en FdV.

De façon générale, la filière de recyclage rencontre de nombreuses difficultés pour apporter des réponses à la complexité galopante des produits en FdV (Zepf et al., 2014). Les opérateurs se révèlent le plus souvent incapables de dépasser les seuils de pureté exigés par les régénérateurs. Une intégration des producteurs de MPR dans la chaîne de valeur des fabricants de produits dans le modèle circulaire vise à solutionner en amont les problèmes de FdV.

2.2 TRANSITION VERS UN MODÈLE CIRCULAIRE

2.2.1 Présentation du modèle circulaire

2.2.1.1 Approche circulaire du cycle de vie

L'évolution du paradigme de la filière de traitement des déchets a été particulièrement forte ces dernières années. Nous sommes passés d'une organisation de type ferrailleur, au modèle de recycleur puis à une organisation de type producteur de MPR. La transition vers un modèle totalement intégré à la chaîne de valeur tel que mis en avant dans le concept d'économie circulaire est encore à construire. La majorité des briques industrielles pour que cette transition commence à s'amorcer existent. Dans la représentation du modèle circulaire (figure 2-6), l'ensemble des alternatives de FdV sont présentées : réemploi, réutilisation et recyclage.

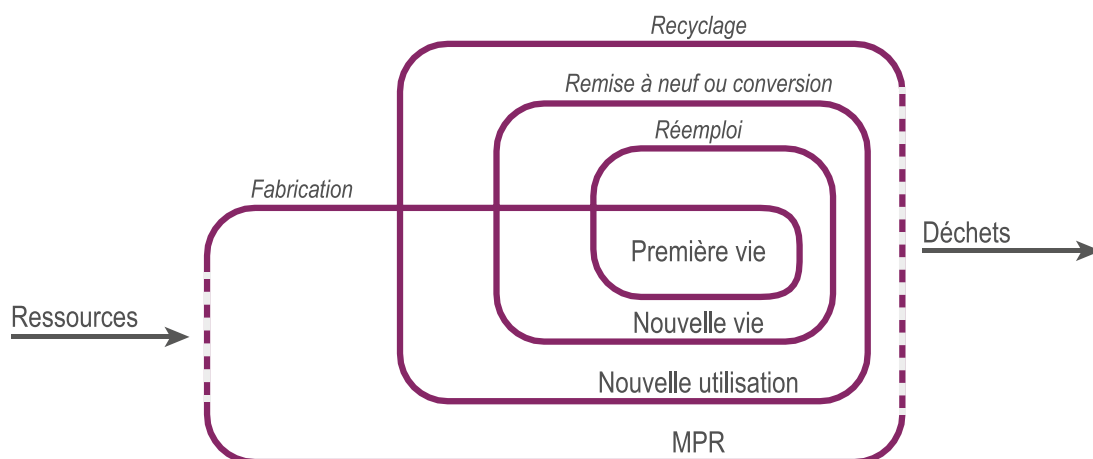


Figure 2-6 Représentation de l'organisation de la filière de fin de vie — modèle circulaire

Bien que la solution circulaire ne puisse satisfaire l'ensemble de la consommation de matières, cette approche peut largement couvrir les besoins de renouvellement (McDonough et Braungart, 2012). Selon McDonough, les produits sont conçus au choix pour pouvoir être

biodégradés comme nutriments biologiques ou être recyclés comme nutriments techniques. Le cycle de vie complet du produit doit prendre en compte la phase de FdV pour favoriser la réutilisation des matériaux et les garder dans des cycles techniques perpétuels. Avec cette approche circulaire des ressources, l'extraction de nouvelles ressources primaires supporte seulement l'augmentation de la demande. Le découplage de l'économie et de l'utilisation des ressources primaire devient évident (Fischer-Kowalski et Swilling, 2011 ; Schandl et al., 2015).

À l'échelle microéconomique, la présentation d'un découplage grâce au modèle circulaire est intéressante. Elle est de plus pertinente dans une société développée comme la nôtre qui possède de larges stocks anthropiques. À cette échelle réduite, il se dessine un bénéfice du recyclage sur le métabolisme des activités à l'échelle mondiale. À l'inverse à l'échelle macroéconomique, le recyclage ne résout pas le problème d'épuisement des ressources si la dynamique de la demande est trop forte. C'est-à-dire au-delà d'une croissance de 1% par an (Grosse, 2010). Surtout d'après les calculs de Grosse (2010), pour un temps de séjour dans l'économie de 12 ans, il faut recycler au minimum 50 % de la ressource et limiter la croissance de la demande à 1 % pour reporter l'échéance de rareté d'une ressource de plus de cinquante ans.

À chaque niveau, des progrès doivent être réalisés pour améliorer la FdV des produits aussi bien à la conception que dans l'écosystème de la FdV qui doit repenser les solutions industrielles offertes (Sauvé, Normandin, et McDonald, 2016). L'enjeu pour la filière de FdV est de s'assurer que son organisation est optimale pour ne pas conduire inexorablement à un sous-cyclage (Allwood, 2014). Les objectifs pour les filières de traitement sont les suivants :

1. Maximiser la collecte des produits en FdV
2. Privilégier les voies adaptées à la composition des produits
3. Garantir la conservation de la qualité et de la quantité de matières

Cette transition induit la modification du modèle économique des industriels en deux temps. Une première étape consiste à améliorer l'efficacité de la gestion des ressources non liées au travail pour réduire les coûts et les effets sur l'environnement. Ce qui signifie diminuer globalement la consommation de ressources pour une fonction équivalente donc augmenter l'intensité fonctionnelle du produit ou service.

Une seconde étape vise à réinvestir les économies de la première étape dans des intrants durables (énergie renouvelable, matériaux recyclés, etc.) pour améliorer la sécurité de l'approvisionnement, réduire la volatilité des prix, créer de l'emploi localement et diminuer les effets sur l'environnement (Lavery et Pennell, 2014). Au cours de cette transition, l'industriel entre dans un modèle plus vertueux.

2.2.1.2 *Indicateur de circularité des matériaux*

Les solutions de recyclage disponibles sur le marché ne sont souvent pas pertinentes pour les déchets les plus complexes, aussi les solutions choisies conduisent à une perte de qualité et

de fonctionnalité des matériaux (Delavelle et Marioge, 2012 ; Reuter et al., 2005). Afin de quantifier la circularité des matériaux dans un produit, la fondation Ellen MacArthur a proposé un Indicateur de Circularité des Matériaux (MCI) à destination des entreprises (Ellen MacArthur Foundation, 2015a).

Pour cela, l'indicateur MCI mesure le taux de régénération des flux de matière. Le calcul repose sur deux volets : les stocks avant et après la vie du produit et la définition fonctionnelle du produit. Les différents paramètres de calcul de l'indicateur MCI sont présentés dans le tableau 2-1. Les stocks de matériaux/produits sont divisés en deux phases, les stocks utilisés pour la fabrication à décrire selon la proportion de matériaux/produits réutilisés, la proportion de matières issues du recyclage et l'efficacité du recyclage associée. Les mêmes questions sont posées en FdV. Ensuite, pour le volet de définition fonctionnelle, celle-ci est définie au regard de deux paramètres : la durée de vie et l'unité fonctionnelle. Ces deux paramètres sont décrits au regard de la moyenne des produits équivalents.

Tableau 2-1 Présentation des paramètres de calcul de l'indicateur de circularité des matériaux (MCI) proposé par la fondation Ellen MacArthur (Ellen MacArthur Foundation et GRANTA, 2015)

Paramètres	Origine des matériaux	Devenir des produits
<i>Stock avant et après cycle de vie</i>		
Remploi	En pourcentage (%)	%
Recyclage	%	%
Efficacité du recyclage	%	%
<i>Définition fonctionnelle</i>		
Durée de vie	Comparaison relative par rapport aux produits concurrents	
Unité fonctionnelle		

L'indicateur MCI propose une mesure rapide des performances d'un produit, d'un service ou d'une entreprise dans un contexte circulaire. L'enjeu est d'évaluer le chemin restant à parcourir pour s'affranchir du modèle linéaire. Cette méthode de calcul, ne permet pas de déterminer s'il y a un sur ou sous-cyclage en FdV. Seules la conservation de la matière et la recyclabilité des choix de conception sont testées. Dans le cas des cycles techniques, nous pouvons seulement parler de préservation, sans parler de renouvelable. Dans le cas le plus favorable, nous évitons les fuites de matières, ce que l'indicateur MCI tend à calculer.

Il s'agit de limiter les dégâts, mais nous restons loin de l'approche régénérative proposée par Ellen MacArthur dans sa définition de l'économie circulaire. En effet, l'approche circulaire ne prend pas en compte la qualité des déchets et des MPR qui sont de vrais freins dans le modèle circulaire. En conclusion, nous observons que la durabilité au travers de la fonctionnalité des matières recyclées n'est pas évaluée.

2.2.1.3 Conservation de la fonctionnalité des matériaux

Jusqu'à présent, nous avons utilisé le terme « recyclage » pour les opérations de remise sur le marché de matières recyclées, sans préciser le niveau de qualité des matériaux remis sur le marché. Or, si une part importante de matériaux est recyclée, il s'agit en majorité d'un recyclage physique qui ne garantit pas le recyclage fonctionnel. Au-delà du simple taux de recyclage, l'économie circulaire vise à maximiser la conservation de la fonctionnalité des matériaux. La fonctionnalité peut être définie comme le niveau de contraintes imposé au choix du matériau par le cahier des charges du produit (Prinçaud et al., 2012).

Une représentation schématique de la notion de fonctionnalité des matériaux est présentée sur la figure 2-7 : un niveau de fonctionnalité élevé indique que le matériau peut répondre aux usages les plus exigeants. À l'inverse plus le niveau de fonctionnalité associé à un matériau décroît, plus la liste des usages possibles se réduit. La représentation de la figure 2-7 est théorique, il est évident qu'un gain de fonctionnalité aussi important que celui présenté par la courbe de l'économie circulaire est compromis par la nécessité de recourir à une grande quantité de procédé et d'énergie (Johnson, 2015). Ce qui renvoie à la notion d'entropie (Bertolini, 2002) dans le recyclage afin d'évaluer le coût environnemental de la circularité.

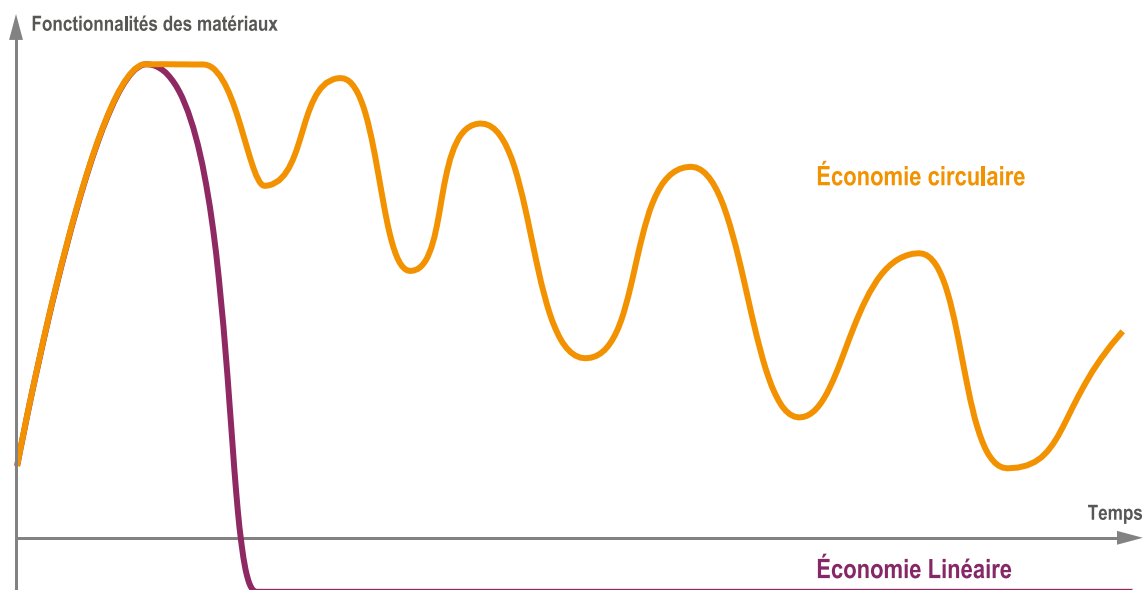


Figure 2-7 Représentation théorique de la conservation de la fonctionnalité des matériaux en fonction de la circularité (adapté de Circular Flanders, 2014)

Dans le paragraphe 1.3.3.3 du chapitre 1, nous avons présenté les notions de recyclage en boucle ouverte et en boucle fermée à l'aide de la figure 1-29. Les principales étapes de chaque cycle sont représentées en coordonnées cylindriques afin de schématiser l'intégration successive du matériau (recyclé) dans le cycle de vie de produits différents. Nous obtenons une représentation des multiples cycles de vie du matériau. Dans ce chapitre, nous utilisons de nouveau la représentation en coordonnées cylindriques du cycle de vie d'un matériau

proposé par Prinçaud (Prinçaud et al., 2012). Sur la représentation de la figure 2-8, la fonctionnalité des matériaux a été ajoutée sur l'axe vertical.

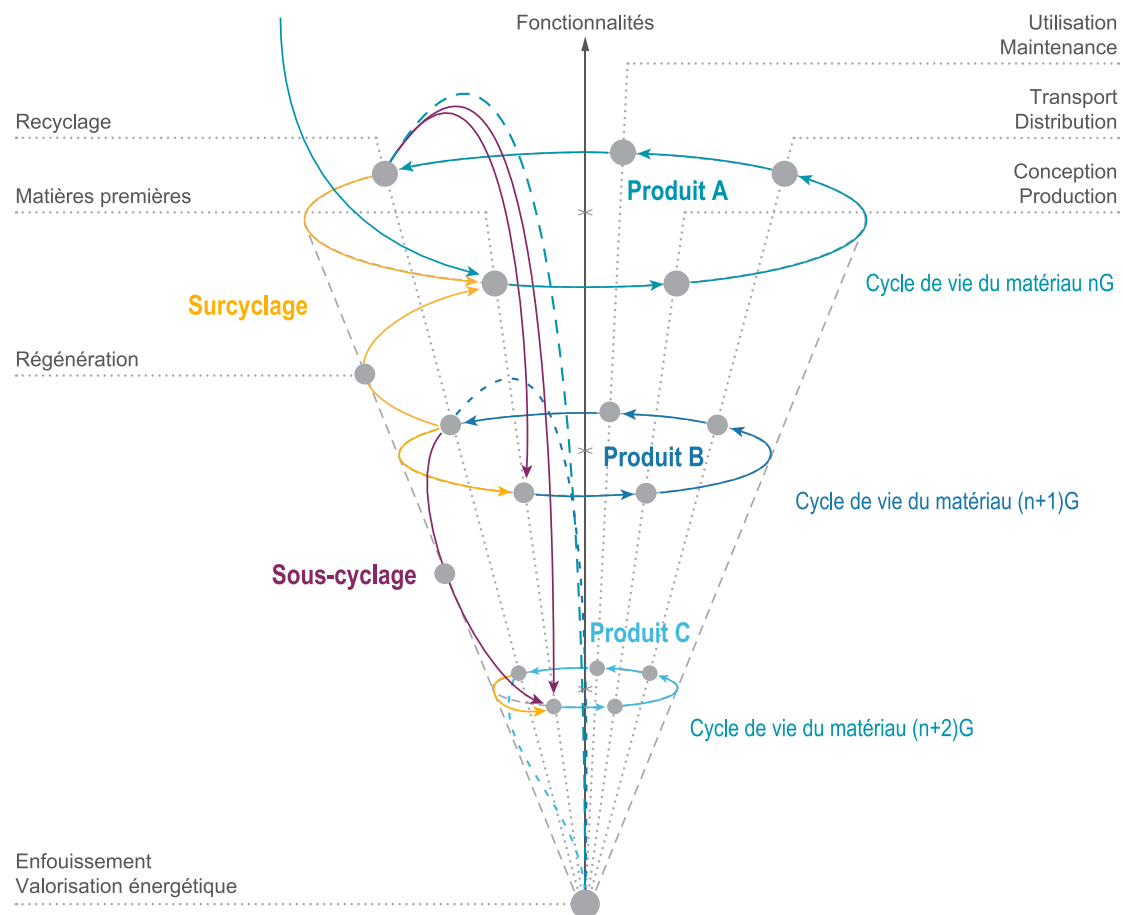


Figure 2-8 Représentation en coordonnées cylindriques des cycles successifs d'intégration d'un matériau dans une série de produits (adapté de Prinçaud et al., 2012)

Avec le recyclage en boucle fermée, le matériau est recyclé pour un usage équivalent donc à niveau de fonctionnalité égale. La valeur ajoutée et fonctionnelle des matériaux est conservée. En règle générale comme le flux est parfaitement maîtrisé, le recyclage en boucle fermée fait l'impasse sur les opérations de transformations telles que l'affinage thermique. A contrario, le recyclage en boucle ouverte ne garantit pas toujours la conservation du niveau de fonctionnalité de la matière. Il est nécessaire de comparer le niveau d'exigence du cahier des charges pour l'utilisation du matériau dans le cycle de vie n et le cycle de vie $n-1$ pour déterminer le gain ou la perte de fonctionnalité.

Deux dynamiques de recyclage découlent de la conservation ou non de la fonctionnalité des matériaux. La première consiste à maximiser voire augmenter la fonctionnalité des matériaux, il s'agit de l'*upcycling*, traduit en français par **sur-cyclage**. Cette augmentation de fonctionnalité est entendue en comparaison de la fonctionnalité du matériau au cours du cycle de vie n en comparaison du cycle de vie $n-1$. La dynamique de recyclage qui consiste à réduire la fonctionnalité d'un matériau entre le cycle de vie n et $n-1$ peut être appelé *downcycling*, traduit en français par **sous-cyclage**. Sur la représentation de la figure 2-8, le rayon de chaque

cycle dépend directement du nombre d'utilisations potentielles du matériau recyclé, selon ses propriétés mécaniques (réelles ou supposées) et de sa remise en forme (Prinçaud et al., 2012). Aussi, les opérations de recyclage en sous-cyclage s'accompagnent d'une réduction du diamètre du cycle suivant.

2.2.1.4 Organisation du modèle de fin de vie circulaire

Dans le modèle des ferrailleurs puis des recycleurs, le sous-cyclage prévaut. Une dilution des produits à recycler avec des matières vierges est toujours opérée. Dans le modèle de producteur de MPR, l'industriel opère ou non une dilution, l'objectif devient de maximiser la pureté pour conserver la qualité et les caractéristiques des matériaux. Ces notions de sur-cyclage et de sous-cyclage peuvent être élargies à un sous-ensemble ou un produit complet (McDonough, Braungart, et Maillard, 2016).

Pour redonner aux matériaux leur niveau de fonctionnalité maximale, il est nécessaire de passer par une étape de **régénération** de la matière. Une définition a été proposée par le groupe de travail de 2ACR, la notion de régénération regroupe tous les procédés permettant à des substances, matières ou produits, qui ont déjà été utilisés, de présenter des performances équivalentes aux substances, matières ou produits d'origine, compte tenu de l'usage prévu (2ACR, 2014). Cette étape de régénération peut se traduire par des opérations chimiques ou physiques afin de garantir un retour aux propriétés initiales de la matière vierge. Nous proposons de compléter la représentation des principales étapes de la filière de FdV des produits, en introduisant une étape complémentaire de régénération des MPR en fin de chaîne de valeur. Cette nouvelle représentation est présentée sur la figure 2-9.

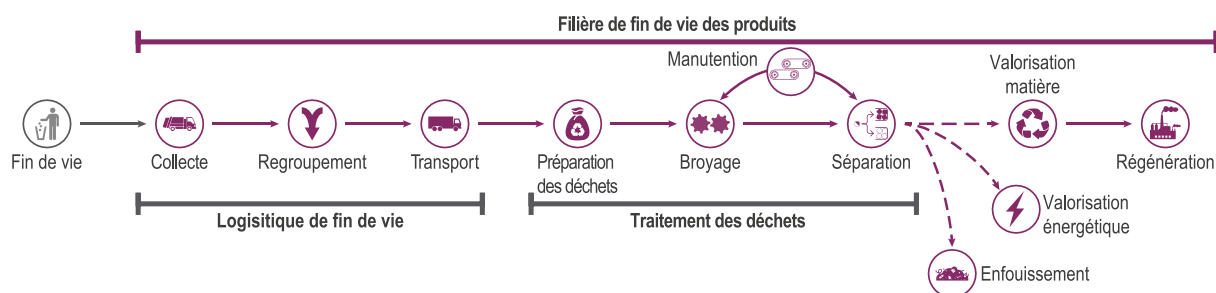


Figure 2-9 Représentation des étapes de la filière de fin de vie des produits mise à jour avec l'étape de régénération

Dans la définition de l'économie circulaire proposée par la Fondation Ellen MacArthur, l'économie circulaire est vue comme un système « régénératif ». Cette vision se heurte aux lois physiques de conservation de la matière et aux lois de la thermodynamique. Même en envisageant le plus vertueux des cycles de vie, seules des pertes pourront être observées et il est impossible d'envisager la création de matières. Le cheminement logique des matériaux sur la figure 2-8 s'accompagne d'une baisse de leur fonctionnalité et d'une réduction du nombre d'utilisations potentielles du matériau recyclé avec in fine une perte de matière par enfouissement ou valorisation énergétique (Perry et al., 2012).

Dans le cas du recyclage, il semble compliqué d'envisager une augmentation de la fonctionnalité d'un matériau. Pour le recyclage des métaux, les éléments d'alliages sont le plus souvent perdus durant la phase d'affinage à chaud (Ohno et al., 2015 ; Paraskevas et al., 2013). Pour les polymères, il est également nécessaire d'envisager l'ajout de matière vierge pour opérer une dilution et ainsi garantir les caractéristiques physiques du polymère régénéré. L'énergie grise est aussi à prendre en compte pour juger de la durabilité du système. En effet, l'énergie grise nécessaire pour atteindre une situation de sur-cyclage est beaucoup plus importante que pour un recyclage à fonctionnalité équivalente (Ayres, Méndez, et Peiró, 2014).

L'indicateur d'utilisation cyclique de l'aluminium présenté sur la figure 2-10 masque de grandes disparités. En effet, lors du recyclage traditionnel de l'aluminium par fusion, une quantité importante d'impuretés se retrouvent dans le flux. Ces impuretés sont composées des éléments d'alliages. Suivant la seconde vie du matériau, la présence et les concentrations d'éléments d'alliages peuvent devenir particulièrement problématiques (Das, 2006 ; Gaustad, Olivetti, et Kirchain, 2012). Aussi, certaines impuretés issues de flux en mélange (erreur de tri, faux positif, etc.) peuvent perturber le recyclage comme le cuivre dans l'acier (Hiraki et al., 2011).

Par exemple, l'aluminium (séries 3004 et 5182) utilisé pour les cannettes est fortement allié (réciproquement 2,2 % et 4,8 % d'éléments d'alliages). La présence d'éléments d'alliages limite l'addition d'éléments supplémentaires durant la phase de régénération (K.T.Oldring et Nehring, 2007). À l'inverse pour l'industrie du câble électrique, ces éléments d'alliages sont indésirables et seul l'aluminium de première fusion est choisi (Goodwin et al., 2005). La pureté de l'aluminium (taux d'alliages inférieur à 0,2 %) est décisive dans la conductivité du câble (Bruzek et al., 2015).

Actuellement, les filières de FdV s'organisent majoritairement autour de flux de matériaux sans prendre en compte la composition précise en éléments d'alliages (Sakai et al., 2014). Résultat, les processus mis en œuvre pour la purification sont lourds et ne garantissent pas le maintien du niveau fonctionnel.

Dans le modèle circulaire, il s'agit d'opérer un recyclage matériel et de conserver la fonctionnalité des matériaux. Une méthode pour favoriser le recyclage fonctionnel repose sur une FdV dissociée en fonction des produits pour conserver le niveau fonctionnel des alliages.

2.2.2 Le recyclage au cœur de l'économie circulaire

2.2.2.1 Création de valeurs économiques par l'économie circulaire

Les coûts financiers associés à la gestion des déchets sont en constante augmentation passant de 3,5 Md€ en 1990 à 16,7 Md€ pour l'année 2013 (ADEME, 2016). Ces dépenses

regroupent les activités de collecte, transport, traitement (y compris les activités de tri des déchets recyclables non dangereux) et élimination des déchets pris en charge dans le cadre du service public (déchets ménagers et assimilés), des déchets dangereux et non dangereux des entreprises non pris en charge dans le cadre du service public. Il est donc stratégique de compenser ces coûts de gestion des déchets par la valorisation des MPR issues du recyclage.

Le changement de paradigme est principalement motivé par des considérations économiques en lien avec le prix des ressources primaires (Gahleitner, 2015). Les métaux sont prédisposés au recyclage en boucle fermée, car leurs propriétés ne sont pas dégradées par le recyclage (Worrell et Reuter, 2014). Comme les cours des métaux sont de plus en plus élevés (figure 1-3), les industriels cherchent des solutions de recyclage en boucle fermée afin de s'affranchir du prix des MP (Rebitzer et al., 2003 ; Zeng, Mathews, et Li, 2018). Le recyclage en boucle fermée permet de maintenir la fonctionnalité des matériaux. Néanmoins en amont du recyclage en boucle fermée, le flux de déchets doit être séparé par qualité dans les filières de FdV pour limiter les pollutions interlots.

La figure 2-10 présente le taux d'incorporation de différentes matières recyclées dans l'industrie. Le taux d'incorporation des MPR (hors acier) est dans une tendance à la hausse. Les taux d'utilisation de MPR par les industries de la sidérurgie, de la papeterie et du verre ont marqué un palier au cours de la première moitié des années 2000. Les capacités d'absorption des MPR par les industries concernées dépendent à la fois des investissements à long terme et des innovations nécessaires à l'incorporation d'une proportion plus importante de MPR (Hestin et al., 2017).

Le taux d'incorporation des plastiques recyclés est à la peine, avec un taux d'incorporation inférieur à 10 %. L'UE a introduit des réglementations pour augmenter le taux d'incorporation de plastiques recyclés dans l'industrie automobile, l'objectif est d'atteindre 25 % en 2020 (Commission Européenne, 2013). Les difficultés d'incorporation de MPR sont de différents types :

- Techniques, par exemple : incompatibilité des résines, présences d'impuretés, structure chimique.
- Réglementaires, par exemple : substances interdites, contaminations diverses, etc.
- Économiques, par exemple : différentiel de prix entre MPR et matières vierges trop faible, coûts de dépollution trop importants.

La figure 2-10 présente également un indicateur agrégé qui rend compte de la réutilisation des matières après leur recyclage. L'indicateur d'utilisation cyclique des matières correspond aux déchets en valorisation matière rapportés au besoin en matière de l'économie. Tous matériaux confondus, l'indicateur d'utilisation cyclique est passé de 15 % en 2006, à 18 % en 2014. Cet indicateur est fortement soutenu par le recyclage des métaux pour les raisons techniques et économiques (Geldron et al., 2017). Les plastiques freinent la croissance de ce taux. En 2012, le taux de recyclage des résines plastiques était de 19,2 %, mais le taux d'incorporation de seulement 6 % la même année (PlasticsEurope, 2017). La

valorisation matière des plastiques est donc majoritairement en boucle ouverte avec perte de fonctionnalité.

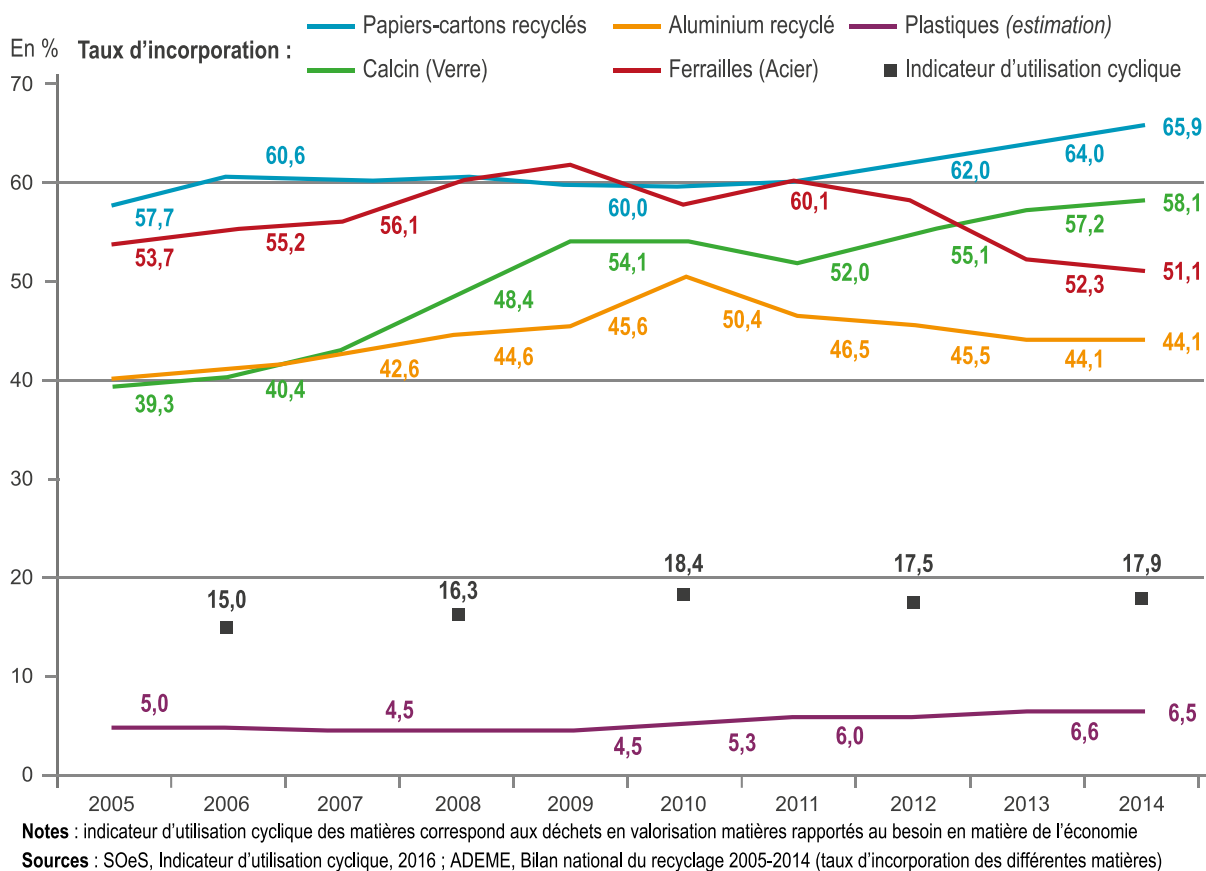


Figure 2-10 Évolution des taux d'incorporation du calcin, du papier-carton recyclé, de l'aluminium, des ferrailles et du plastique (Geldron et al., 2017)

Pour expliquer des taux d'incorporation élevés, il est nécessaire de s'intéresser aux méthodes de production des matériaux vierges et les comparer aux matériaux recyclés. Par exemple, le recyclage de l'aluminium (en orange sur la figure 2-10) est plébiscité par les industriels alors que le minerai est largement abondant dans la croûte terrestre. Bien qu'abondant, l'aluminium fait intervenir un grand nombre d'opérations de transformation du minerai de bauxite en aluminium. Le processus complet est présenté sur la figure 2-11. Or l'ensemble de ces étapes de transformation consomme une part importante de ressources minières, chimiques et énergétiques.

Le coût final de la production d'aluminium vierge est intrinsèquement lié aux opérations de transformation. Pour réduire le prix de la tonne d'aluminium vierge, la production est centralisée dans des zones où l'électricité est bon marché. Toutefois, cela est insuffisant pour concurrencer les coûts de production de l'aluminium recyclé. Le recyclage de l'aluminium permet d'économiser 95 % de l'énergie nécessaire pour la production de l'aluminium primaire (European Aluminium Association (EAA), 2010). L'économie concerne également les produits chimiques et les ressources minières. L'utilisation d'aluminium recyclé permet donc une économie substantielle sur les MP vierges et les procédés de fabrication. De fait, la répartition

des coûts de production tourne à l'avantage de l'aluminium recyclé face à l'aluminium primaire, comme le montre la figure 2-12.

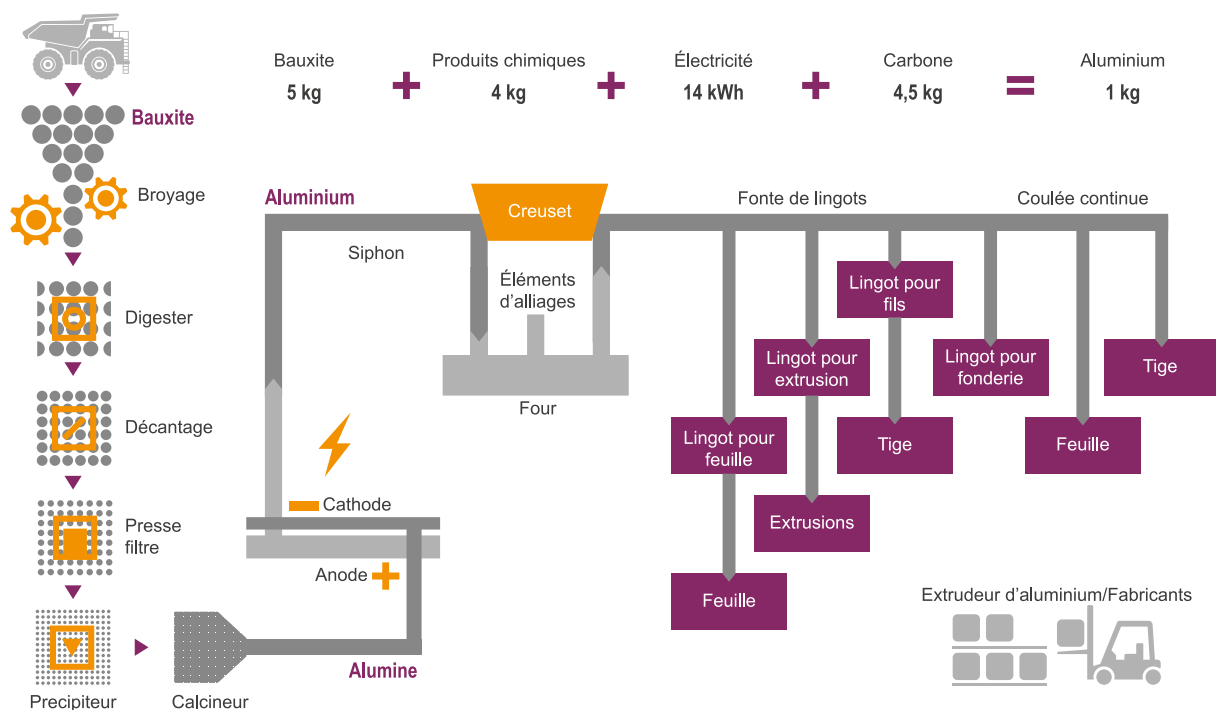


Figure 2-11 Présentation des étapes de transformation de la bauxite en produits semi-finis en aluminium

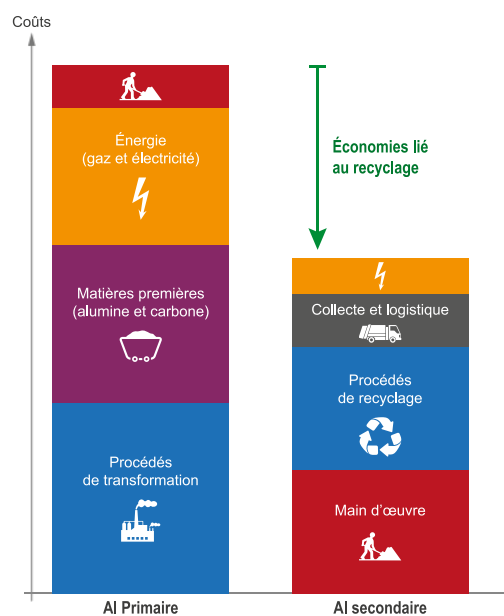


Figure 2-12 Répartitions des coûts de production de l'aluminium primaire et secondaire (Stuart Burns, 2009)

En règle générale, la complexité des processus de production des métaux de première fusion encourage leur recyclage pour des raisons techniques et économiques.

2.2.2.2 Réduction de l'impact environnemental par l'économie circulaire

Au-delà de l'aspect économique, les boucles de recyclage sont également bénéfiques d'un point de vue environnemental. Au niveau européen, les quatre matériaux les plus émetteurs de GES sont : l'acier, le ciment, le plastique et l'aluminium. Par exemple, la production de l'acier représente 4 % des émissions européennes de GES, le ciment 3,6 % et le plastique 3 % (Hestin et al., 2017). Favoriser le recyclage de ces matériaux aiderait à réduire substantiellement l'empreinte carbone de l'industrie européenne. La réduction envisageable serait de l'ordre de 56 % selon Material Economics (Enkvist et Klevnäs, 2018). Si et seulement si les processus de recyclage ne sont pas plus polluants dans les autres compartiments environnementaux par des transferts d'impacts.

En 2002, l'ADEME a réalisé une étude bibliographique sur les évaluations environnementales conduites pour le traitement de différents flux de déchets. L'ADEME a recensé les études pour plusieurs filières de déchets complexes régies par des filières REP, il s'agit des filières suivantes : VHU, DEEE, batteries plomb et pneus usagés. Malheureusement pour l'ensemble des études répertoriées, l'ADEME arrive aux conclusions suivantes :

- Faible diversité des scénarios étudiés
- Très faible fiabilité des connaissances d'Analyse de Cycle de Vie (ACV)
- Très forte sensibilité aux choix technologiques

L'ADEME souligne le fort besoin en données complémentaires d'Inventaire de cycle de vie et en résultats d'ACV (ADEME et Bio Intelligence Service, 2002). Plus récemment Laurent, et al. (2014a et 2014b) ont conduit une revue des ACV dans le domaine du traitement des déchets ménagers. Pour compléter les résultats de l'évaluation environnementale pour les filières de déchets, la Fédération Professionnelle des Entreprises du Recyclage (FEDEREC) accompagnée par l'ADEME (2017) ont conduit une évaluation environnementale du recyclage selon la méthodologie de l'ACV. Les deux indicateurs environnementaux étudiés sont l'effet de serre et la consommation d'énergie primaire (renouvelable et non renouvelable).

L'objectif de la FEDEREC est de comparer les impacts associés à la production de MP vierges et de MPR. Cette étude s'intéresse aux filières françaises de recyclage des ferrailles, des métaux non ferreux (aluminium et cuivre), des papiers et cartons, du verre d'emballage, des plastiques d'emballage (PET et PEHD), des déchets du bâtiment à destination des techniques routières et des chiffons textiles. L'enjeu de cette étude vise avant tout à quantifier les gains du recyclage par rapport à son équivalent vierge d'une manière holistique sans pour autant détailler la caractérisation des solutions de recyclage utilisées. Le tableau 2-2 présente les émissions de GES et la consommation d'énergie primaire associée à la phase de production de ces différents matériaux et les gains relatifs du recyclage pour la sélection de matériaux.

D'après cette étude pour l'année 2014, les filières de recyclage concernées ont permis d'éviter environ 123 500 GWh d'énergie primaire soit 22,5 Mt CO₂-eq (FEDEREC et ADEME,

2017). La réduction des émissions de GES représente 4,9 % de l'empreinte carbone du territoire français (Bottin, Joassard, et Morard, 2014). Même si la réduction des empreintes énergétique et carbone des textiles est la plus importante, ce sont les ferrailles qui tirent le bilan environnemental global en raison du volume de ferrailles recyclées. Le recyclage des métaux ferreux représente 76 % du bilan total alors qu'il représente 25,4 % des tonnages collectés. Le recyclage de l'aluminium contribue à hauteur de 20 % du bilan total pour 1,2 % des tonnages. Pour la demande en énergie primaire, le recyclage des cartons représente 33 % du bilan total pour 9 % des tonnages.

Tableau 2-2 Comparaison de la consommation d'énergie primaire et les émissions de GES associées à la production de matière vierge et la production de matières recyclées (FEDEREC et ADEME, 2017)

Matériaux	Bilan Énergie primaire : renouvelable et non renouvelable (kWh)			Bilan des émissions de GES (kg CO ₂ -eq)		
	Matière primaire	Matière recyclée	Économies	Matière primaire	Matière recyclée	Économies
Ferraille/Acier	6 248	3 763	40 %	2 211	938	58 %
Aluminium	43 525	2 656	94 %	7 803	562	93 %
Cuivre	7 369	5 695	23 %	1 445	1 304	10 %
PET	11 765	1 999	83 %	1 311	392	70 %
PEHD d'emballage	19 228	2 084	89 %	1 587	169	89 %
Verre	1 716	313	82 %	594	75	87 %
Textiles (chiffons)	27 188	398	99 %	5 608	4 87	98 %
Granulats	35	29	16 %	4	3	15 %
Papier	9 193	2 739	70 %	297	317	-7 %
Carton	13 115	3 017	77 %	390	670	-72 %

À noter que le solde négatif d'émissions de GES pour le recyclage du carton signifie que le recyclage émet plus de CO₂ équivalent que la production de carton à partir de matière vierge. En effet, l'industrie du papier vierge utilise, en moyenne en Europe, une plus grande quantité d'énergie d'origine renouvelable issue de la biomasse que l'industrie du recyclé. Quel que soit le type de matériaux pris en compte pour l'évaluation environnementale, la demande en énergie primaire pour le recyclage est toujours inférieure à la demande en énergie primaire du matériau vierge. À l'exception du papier et du carton, la réduction de la demande en énergie primaire s'accompagne d'une réduction des émissions de GES. De fait, l'intensité carbone des matériaux est réduite d'autant.

Ces économies se calculent sur la base d'un recyclage physique de la matière et n'adressent pas la problématique du recyclage fonctionnel.

2.2.2.3 *Création de valeurs sociales par l'économie circulaire*

Le modèle circulaire est particulièrement vertueux, car il permet des gains économiques tout en réduisant la pression sur l'environnement. Ce modèle agit également sur le troisième pilier du développement durable : la dimension sociale. L'industrie du recyclage en France représente 30 000 emplois en équivalent temps plein. Le développement de ces emplois est malheureusement contrarié par un certain nombre de facteurs qui pèsent à la fois sur l'amont, sur l'aval et sur la position compétitive du territoire français dans la filière (Valerian et Kerdaniel, 2013).

L'écosystème de la FdV est déployé à proximité des sources de déchets pour réduire les coûts logistiques. Le modèle circulaire dynamise l'emploi localement tout en favorisant l'attractivité du territoire concerné. En comparaison, l'enfouissement, privilégié dans le modèle linéaire, crée seulement un emploi pour 10 000 tonnes traitées, l'incinération trois emplois alors que la collecte sélective et le tri occupent 31 personnes (ORDIF, 2017).

Il existe un rapport de 10 à 30 entre le recyclage et les solutions de FdV de l'économie linéaire*. Dans le modèle circulaire, l'objectif est d'encourager la redistribution locale et la réduction des coûts d'approvisionnement en MP via les boucles courtes fermées ou ouvertes (Valerian et Kerdaniel, 2013). Favoriser l'emploi localement est une approche résiliente de l'économie. Dans le modèle circulaire, l'étendue du périmètre d'approvisionnement est réduite, ce qui permet de pérenniser les emplois ainsi créés (Deboutière et Georgeault, 2015). L'économie circulaire est alors source de création de valeur, d'innovation, de maîtrise des risques, de compétitivité et d'inclusion sociale (European Environment Agency, 2011).

La redistribution locale des réserves s'effectue grâce à l'exploitation de la mine urbaine. Les déchets complexes tels que les DEEE concentrent des éléments chimiques qui ne sont pas distribués équitablement dans le monde. La récupération de ces éléments en FdV permet d'alimenter des réserves locales (Institut Montaigne, 2016). Cet accès aux ressources ne doit pas être négligé, car à moyen terme il peut devenir la principale source d'approvisionnement, comme présenté dans le paragraphe 1.1.2.3 du chapitre 1. En maîtrisant cette source d'approvisionnement, le territoire devient producteur et sécurise l'accès à ces ressources voire devient autonome vis-à-vis de l'approvisionnement primaire. Il s'agit d'un enjeu sociétal pour sécuriser notre mode de vie (Schluep et al., 2009). Cet aspect est à relativiser, car les stocks sont finis et il s'agit seulement d'un transfert de localisation des réserves et non à la création de ressources (Jenkins, Nordhaus, et Shellenberger, 2011). Pour s'engager dans une démarche d'entreprise écoresponsable, il est nécessaire de transformer l'offre, donc le processus de production. Cette transformation commence par les évolutions suivantes :

- Remplacer les matières premières
- Développer de nouveaux matériaux
- Concevoir de nouveaux procédés
- Etc.

La R&D peut apporter des solutions étonnantes comme celles d'optimiser tout à la fois la filière d'approvisionnement, la chaîne de production et la qualité des produits finaux. Néanmoins, la transformation sociale de l'entreprise n'est pas à négliger. Elle se traduit par une évolution de la gouvernance indispensable pour réussir la transition (Combe, 2015).

2.2.3 Les freins à la généralisation du modèle circulaire

Nous venons de le montrer le modèle circulaire permet la création de valeur environnementale, sociale et économique. Ce modèle idéal tarde à se déployer à grande échelle. Quelques exemples individuels existent, mais les filières de FdV permettant le sur-cyclage restent rares. Plusieurs freins sont identifiables.

2.2.3.1 Frein technique : évolution rapide des flux de déchets

Il existe un décalage entre les produits qui arrivent en FdV et la maturité des solutions de recyclage disponibles dans les filières de FdV. Ce décalage est d'autant plus grand quand les évolutions technologiques sont rapprochées. Les lampes sont le parfait exemple de ce décalage. Jusqu'à l'annonce en 2005 du retrait progressif des ampoules traditionnelles (à filament et halogène), les ventes de ces ampoules étaient majoritaires (European Commission, 2009). Le retrait progressif des ampoules traditionnelles est intervenu entre 2012 et 2014 en Europe. Cette évolution du marché des ampoules a une incidence directe sur le flux de déchets d'ampoules. La répartition des flux d'ampoules en FdV en fonction de leur technologie est présentée sur la figure 2-13.

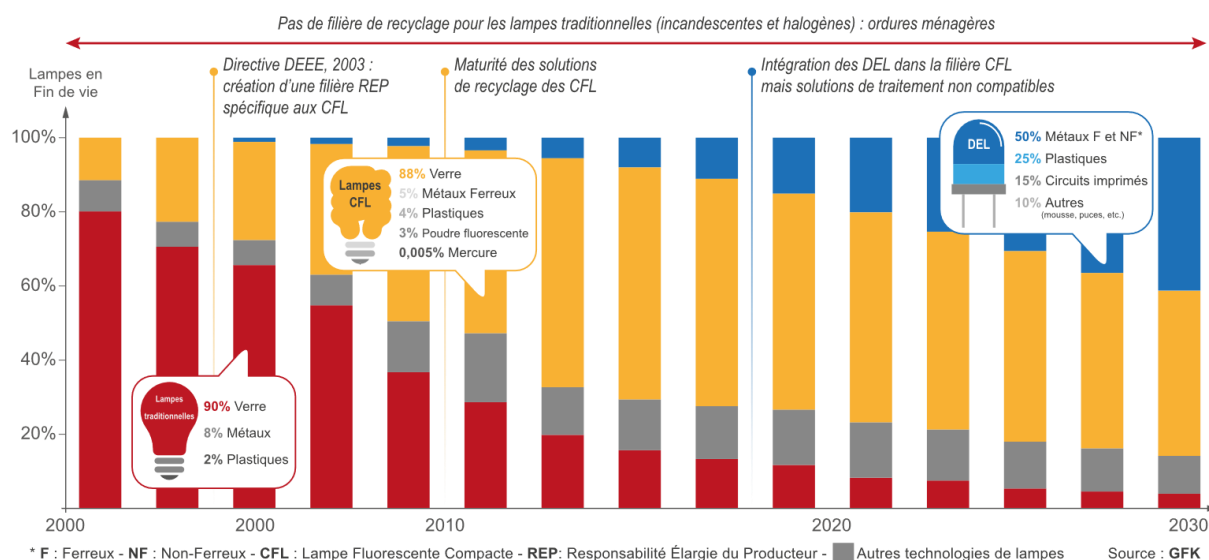


Figure 2-13 Évolution du flux d'ampoules en fin de vie par technologie et représentation de la maturité de la filière de recyclage associée à chaque technologie

L'évolution de la composition des lampes en fonction des technologies est visible sur la figure 2-13. Le premier constat, les ampoules sont passés d'un composé majoritaire et deux à trois matériaux secondaires dans les lampes traditionnelles à une distribution des matériaux

dans les lampes à économies d'énergie. Le second constat, de trois matériaux dans les lampes traditionnelles, il y a désormais plus d'une dizaine de matériaux dans les lampes DEL. Les ampoules illustrent la complexification des produits pour atteindre des objectifs d'écocfficacité. Or cette réponse technologique tend à accroître la consommation de matériaux par effet rebond, cette notion est détaillée dans la section 5.3.2.3 dans le chapitre 5.

Les lampes traditionnelles ne disposent pas de filière de traitement spécifique et elles sont à jeter avec les ordures ménagères. Le législateur a considéré qu'une filière de recyclage ne se justifiait pas au regard de l'absence de substance dangereuse. En 2003, l'UE observe l'arrivée en FdV des premières Lampes fluocompactes (CFL), or ces lampes contiennent des substances dangereuses (mercure et poudre fluorescente). L'UE impose aux états membres de mettre en place une filière dédiée depuis 2005 (European Commission, 2003). La FdV de ces lampes s'organise sous la forme d'une filière REP semblable à celles mises en œuvre pour les autres DEEE (ADEME, 2010). En France, l'éco-organisme RÉCYLUM s'occupe de la filière de FdV des lampes grand public et professionnelle.

Pour déployer cette filière, RÉCYLUM utilise la filière déjà en place pour les tubes fluorescents, dont la composition est très proche des lampes CFL. Les tubes fluorescents disposaient déjà d'une filière dédiée à destination des professionnels. En termes de volume, les tubes constituent la majeure partie du flux de lampes en FdV. À l'extension des consignes de tri en 2005, les processus de traitement utilisés dans la filière de recyclage ne sont pas prêts à accueillir ce nouveau format de lampes. La composition des lampes CFL et des tubes est similaire, mais leur forme varie grandement. Les équipements mis en œuvre pour le processus de recyclage des tubes ne s'adaptent pas à la géométrie des ampoules CFL (annexe 3). Il faut attendre 2008 pour voir apparaître les premières solutions de traitement compatible avec ces lampes (annexe 3). Entre-temps, les volumes de lampes CFL collectés sont enfouis comme des déchets dangereux.

En 2016, la filière doit faire face à une nouvelle typologie de lampes en FdV : les lampes DEL. Pour limiter les consignes de tri et la différenciation des flux de collecte, les lampes DEL sont collectées par la même filière que les lampes CFL. Toutefois, les lampes DEL ont une composition très différente des lampes CFL (figure 2-13). Les processus mis en œuvre pour les lampes et tubes ne permettent pas une valorisation suffisante des matières présentes pour atteindre les objectifs réglementaires de 80 % de valorisation actés par la directive DEEE. Des développements technologiques sont nécessaires pour déployer une filière de recyclage adaptée (European Commission, 2017).

Une critique est régulièrement formulée pour le manque de proactivité des éco-organismes. Ces derniers sont détenus par les fabricants de produits dont ils ont à charge d'organiser le traitement. Or dans leur éventail de missions, les éco-organismes ont une mission de prévention de la production de déchets et la réduction de l'impact environnemental de la FdV des équipements (RÉCYLUM, 2018). La mission de prévention vise également à

anticiper les changements de typologie de déchets pour accompagner les acteurs de la filière de traitement (ADEME, 2010).

L'exemple des lampes démontre l'une des faiblesses des éco-organismes collectifs, il se limite à l'organisation de la filière de collecte sans pour autant apporter aux recycleurs les solutions techniques indispensables au traitement des produits en fin de vie. De leur côté les producteurs de déchets se déchargent de la mission d'écoconception sur l'éco-organisme (Verrax et Garcier, 2017).

L'exemple de la FdV des lampes n'est pas isolé, nous pouvons faire le parallèle avec d'autres produits, tels que les Véhicules Hors d'Usage (VHU). Les véhicules intègrent de plus en plus de nouveaux matériaux (nouvelles résines polymères, nouveaux alliages métalliques, etc.) et équipements (électronique, pyrotechnique pour les airbags) dont les filières de tri sont dans l'incapacité de séparer sans démontage manuel au préalable (Schmid, Naquin, et Gourdon, 2012). Nous pouvons également citer l'exemple des plastiques noirs dont le tri optique est impossible or cette solution technique est la seule efficace pour la séparation des plastiques colorés dont les densités sont proches (Dvorak, Kosior, et Moody, 2011). Pourtant les plastiques noirs sont omniprésents : emballages, DEEE, équipement, mobilier, etc.

2.2.3.2 *Frein économique : distorsion de la concurrence*

L'argument économique est la principale motivation pour le déploiement des filières de recyclage. À l'inverse, les paramètres liés à l'économie permettent de comprendre les retards de mise en œuvre du modèle circulaire. Les filières de recyclage centrées sur une typologie de produit se limitent à des produits singuliers dont le recyclage permet des gains financiers qui justifient une filière spécifique. À l'opposé, dans le cas des plastiques la faiblesse du cours du pétrole empêche de favoriser le plastique recyclé. Les travaux de 2ACR montrent que la filière de recyclage des plastiques perd entre 1 500 et 2 000 € par tonne de plastiques recyclés sur l'ensemble de la chaîne de valeur (2ACR et ADEME, 2015). Par exemple, pour la résine PET utilisée pour la fabrication des bouteilles d'eau, le plastique vierge est actuellement moins cher que le plastique recyclé comme le montre la figure 2-14.

La figure 2-15 illustre la comparaison de la répartition des coûts entre le plastique vierge et le plastique recyclé qui est alors défavorable pour le second. Dans les faits les coûts globaux ne sont pas couverts dans leur totalité par les revenus générés par les différentes étapes du recyclage. En particulier, les coûts de collecte, de préparation et/ou de tri de la matière sont généralement plus élevés que les revenus générés par les ventes de MPR. Cet élément peut expliquer les fuites de matières vers les voies concurrentes de traitement (mise en décharge, valorisation énergétique ou export).

L'équilibre de certaines chaînes de recyclage repose donc sur des financements externes, provenant principalement de l'application du principe de REP, qui viennent compenser les coûts. Résultat, une partie significative de déchets plastiques est aujourd'hui

exportée vers l'Asie et en particulier vers la Chine. Cette pratique est en train de changer depuis juillet 2017 avec la fermeture des frontières chinoises pour les déchets en mélange.

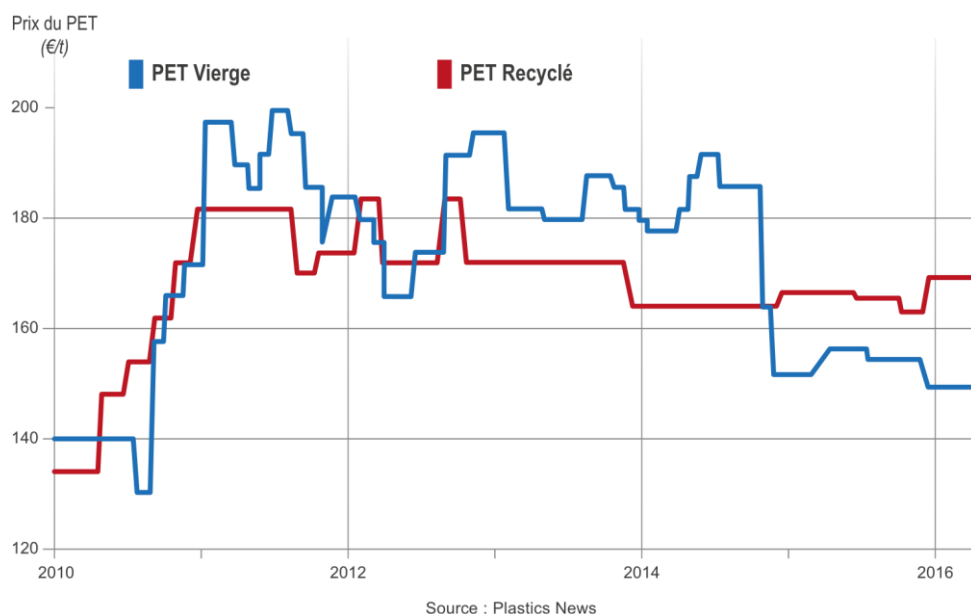


Figure 2-14 Évolution des cours du plastique PET vierge et recyclé

Dans le cas de la production des matières plastiques vierges, la main-d'œuvre représente 5 à 10 % du coût total quand cette proportion s'élève à 35 % pour le recyclage (2ACR et ADEME, 2015). La faiblesse des cours des MP ne permet plus de compenser le coût du travail et une part importante des plastiques ne sont pas valorisés et sont perdus. La figure 2-16 présente les flux de déchets plastiques issus des emballages dans le monde. D'après les chiffres de la fondation Ellen MacArthur, 72 % des plastiques sont perdus dans la nature ou enfouis.

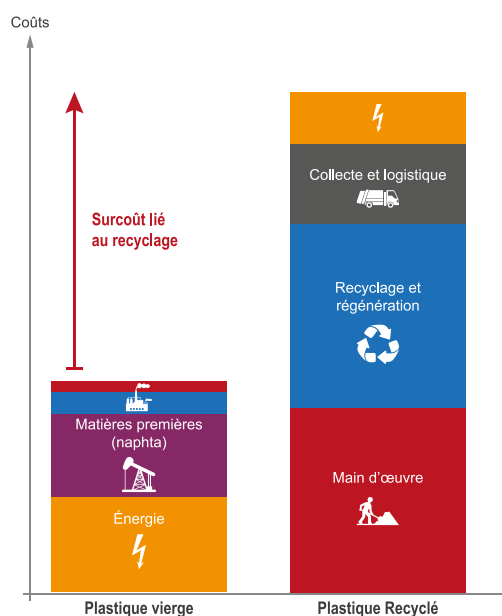


Figure 2-15 Répartitions des coûts de production des plastiques vierges et secondaires (source IEA, 2014)

Le passage de l'économie linéaire à l'économie circulaire ne pourra se faire individuellement par les entreprises. Ce changement a des implications sur l'ensemble de la chaîne de valeur qui ne peut pas être traitée par l'entreprise seule. Il implique toutes les parties prenantes du fournisseur au recycleur en passant par l'utilisateur (Ellen MacArthur Foundation, 2015b). Comme l'efficacité des chaînes de valeur repose essentiellement sur la coordination des différents acteurs impliqués et leur capacité à former un réseau cohérent, collaboratif et solidaire, il est indispensable d'intégrer le recycleur dans cette chaîne de valeur (Butterworth et al., 2013). La cohérence repose sur les liens d'interdépendance des différentes parties prenantes. La dépendance des acteurs de la chaîne de valeur les conduit à être solidaires entre eux, car ils deviennent interdépendants.

La transition vers une approche intégrée reste toutefois encore limitée. Il est nécessaire de sortir du cloisonnement des expertises qui confinent aux solutions étiquées. Par exemple, répondre au défi du recyclage ne se limite pas à augmenter le recyclage, mais exige aussi de considérer la conception des produits, repenser l'utilisation des matériaux, la sobriété énergétique des procédés de FdV, de diminuer les chutes de production et les modes de consommation. Réussir cette transition permettra de passer à un modèle de création de valeur positive sur les trois dimensions du développement durable : social, économique et environnemental. Cette transition repose avant tout sur des outils de gouvernance robuste pour réussir le changement de paradigme (Gaustad, Olivetti, et Kirchain, 2010).

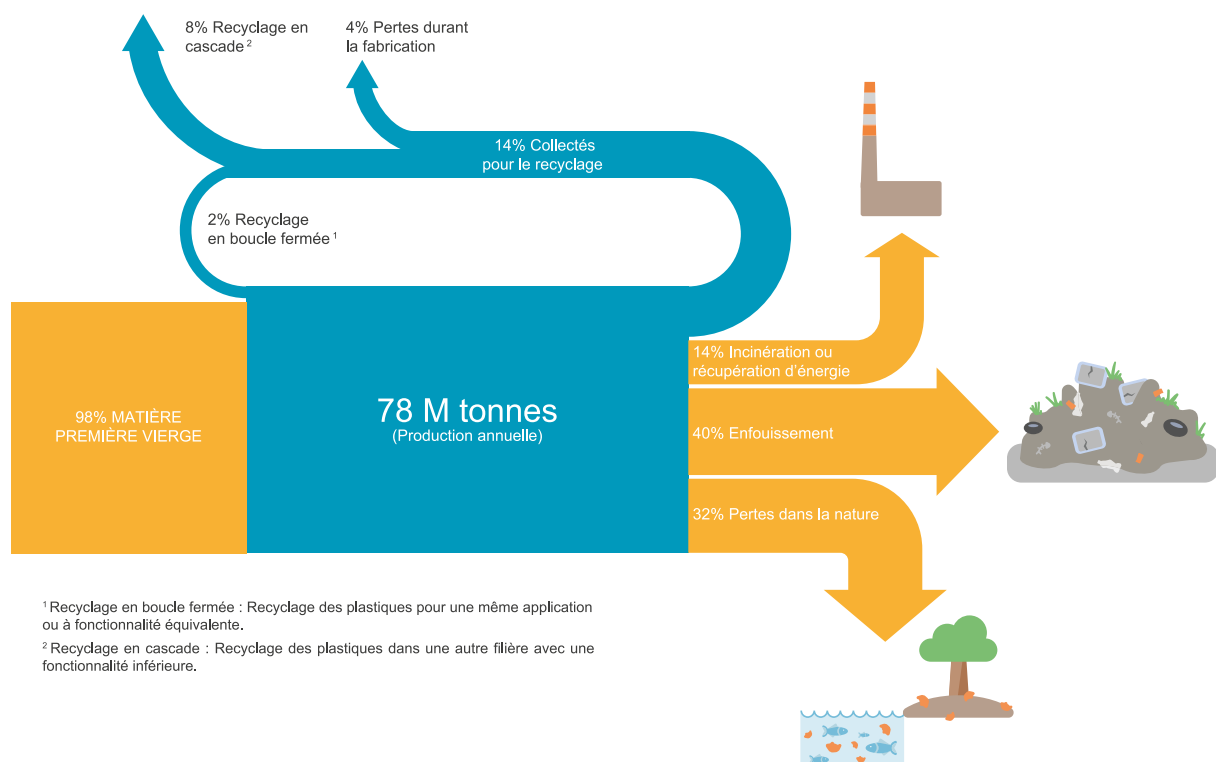


Figure 2-16 Flux des plastiques d'emballage dans le monde en 2013 (adapté d'Ellen MacArthur Foundation, 2016)

Dans ce contexte de forte concurrence des solutions non durable, différents acteurs militent pour la mise en place d'un système d'incitation fiscale pour accompagner les

externalités positives des solutions éco-efficientes (Grandjean et Martini, 2016). La Taxe sur la Valeur Ajoutée Circulaire (TVAC) proposée entre autres par la Fondation 2019 est un projet ayant pour but de faire intégrer l'environnement dans les stratégies d'entreprises (Anthony, Laratte, et Guillaume, 2014). Cette TVAC prend la forme d'une modulation fiscale de la TVA en fonction de la durabilité des produits. Celle-ci est calculée par une ACV environnementale et monétaire. Le système de modulation choisi est basé sur les dommages potentiels liés aux externalités négatives du produit. Cet outil permettrait de favoriser la prise en compte de l'impact environnemental dans la production des biens. L'application d'une réduction de TVA aux entreprises prouvant un impact environnemental réduit de leurs produits, conduit à une situation à quatre gagnants : les entreprises, les consommateurs, les pouvoirs publics et l'environnement (Ferrari, 2017).

Durant l'été 2018, le gouvernement français a retenu l'idée d'un système de bonus-malus pour favoriser le recyclage des résines plastiques. L'idée est de pénaliser l'achat de produits à base de plastiques non issus du recyclage. Ce système de bonus-malus prévu pour l'année 2019 pourra représenter jusqu'à 10 % du prix final des produits. L'enjeu du dispositif est de réduire le coût des objets en plastique recyclé, et d'augmenter le coût de ceux qui ne le sont pas. L'objectif à terme est de réduire le recours aux ressources fossiles en favorisant le recyclage.

2.2.3.3 *Des freins sociétaux : sensibilisation et éducation*

La recyclabilité théorique ne garantit pas le recyclage effectif et des déchets qui pourraient être recyclés finissent très souvent en décharge ou incinérés (Valerian et Kerdaniel, 2013). Le déploiement de l'écoconception de produits est insuffisant pour endiguer à grande échelle ce phénomène. D'après les chiffres de l'ADEME, une part importante des déchets recyclables du bâtiment ne sont pas valorisés (ADEME, 2016). À cet égard, c'est dans le secteur du bâtiment et des travaux publics que se trouve le plus grand potentiel de recyclage encore largement inexploité, pour des raisons qui tiennent toutes à une prise en compte trop faible de la nécessité du recyclage dans la vie des chantiers.

Par ailleurs, la mise en décharge en France est encore trop peu coûteuse et forme donc dans bien des cas une solution de facilité économique. Enfin, les éco-organismes des filières de responsabilité élargie du producteur (filières REP) ne visent pas toujours à optimiser le recyclage et touchent une part limitée des volumes de déchets recyclés en France. La pierre angulaire d'une augmentation du taux de recyclage réside dans la collecte et la massification des déchets. Ces étapes sont souvent les plus coûteuses, car le gisement de déchets est diffus obligeant des opérations de transport sur de longues distances. La forme des déchets peut aussi les rendre difficiles à transporter, par exemple des déchets foisonnants ou ténus qui nécessitent plus de volume de transport.

Nous proposons sur la figure 2-17 une représentation de l'influence du prix des MP sur la capacité à capter des gisements de déchets. Dans notre exemple, nous présentons trois

gisements de déchets dont la matière à recycler est identique. Le premier est facile à collecter et à recycler, par exemple : proximité avec le centre de traitement des déchets, quantité importante, peu de composants à trier, etc. Le second est toujours dense et proche du site de traitement, mais nécessite de nombreuses opérations de traitement pour obtenir une MPR de qualité équivalente. Des opérations de dépollution peuvent être nécessaires ou les déchets sont fortement en mélange. Enfin le troisième gisement est diffus et tenu sur le territoire, et le processus de traitement est équivalent au gisement 1. Davantage d'opérations de collecte et de massification sont nécessaires pour envisager le recyclage de ce second gisement.

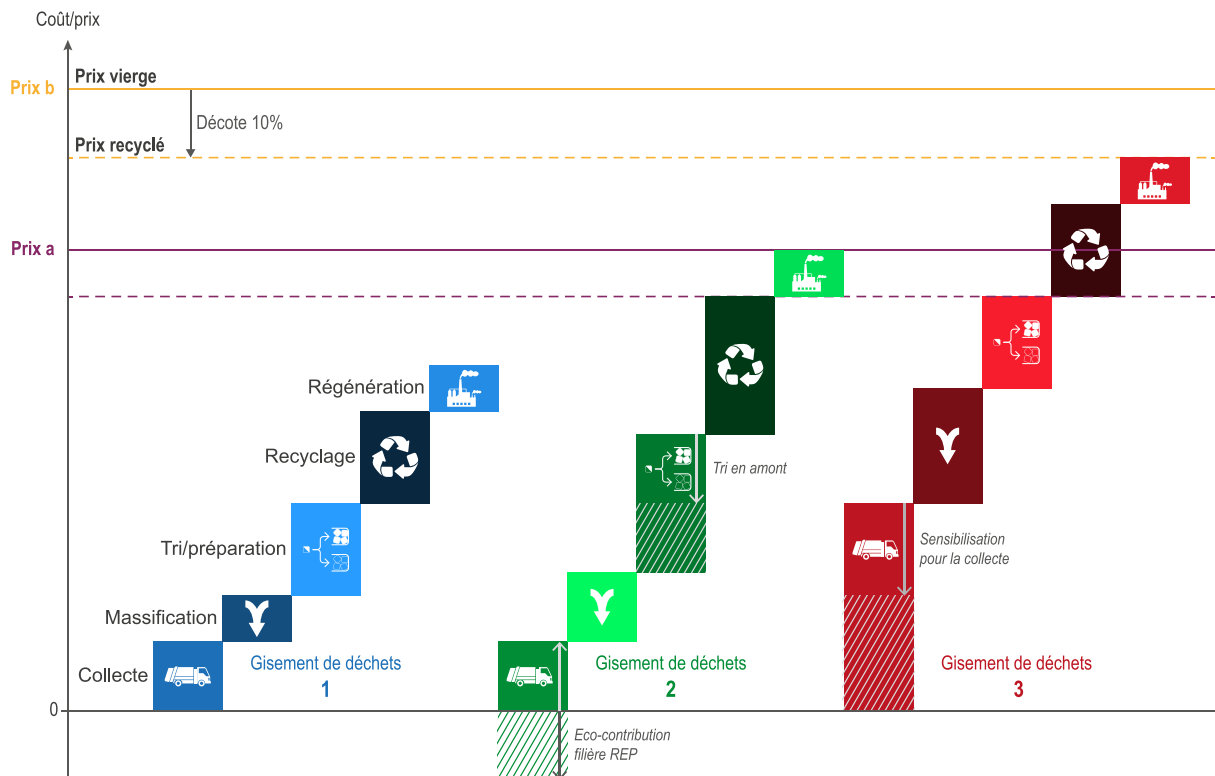


Figure 2-17 Dépendance du recyclage des gisements de déchets au prix des matières premières

Dans le cas d'une valeur de prix a , seul le gisement 1 est valorisable sans pertes financières pour les acteurs de la chaîne de valeur. Pour le gisement 2, la valeur du prix a ne permet pas de valoriser le gisement 2 après application de la décote sur la valeur des MPR. La décote communément utilisée pour les MPR représente environ 10 % de la valeur du cours de l'équivalent vierge. Pour le gisement 3, la valeur du prix de la MPR est supérieure au prix du marché avec et sans décote, le prix a est insuffisant pour espérer valoriser ce gisement. Il est nécessaire d'atteindre une valeur de marché supérieure pour exploiter les gisements 2 et 3. Seule la valeur du prix b permet de valoriser les 3 gisements.

Nous avons rapidement abordé ce point dans le premier chapitre avec le recyclage des batteries lithium. En effet, la filière de recyclage tarde à se développer en l'absence d'un équilibre financier vis-à-vis du métal vierge. Dans ce cas, ce sont les étapes de recyclage qui sont les plus onéreuses, car les batteries au lithium sont déjà dans le spectre de la REP sur les piles et accumulateurs ou celle des VHU dans le cas des véhicules électriques.

Nous retrouvons ce schéma de dépendance pour la majorité des flux de déchets. Les filières REP visent à inhiber cet effet de dépendance et à instaurer un équilibre de la filière pour l'ensemble des gisements. Jusqu'à la mise en place de la filière REP sur les DEEE, les recycleurs et ferrailleurs se sont limités aux gisements de déchets de type 1. Dans le cas des DEEE, il s'agit des Gros Électro-Ménager (GEM), ces équipements lourds et volumineux étaient déjà valorisés dans les filières de type VHU. Les conditions de qualité, d'hygiène, de sécurité et de protection de l'environnement (QHSE) n'étaient pas toujours respectées, notamment pour les gaz réfrigérants. La filière REP a donc forcé les recycleurs à intégrer les étapes de dépollution et la dimension QHSE dans les opérations de traitement.

Les gisements de type 2 correspondent à des gisements de déchets qui nécessitent de séparer les sous-ensembles pour les diriger vers les filières adaptées. Par exemple, pour le flux de DEEE nous pouvons citer les équipements dont les batteries et piles sont à retirer avant les opérations de traitement. Des incitations au tri en amont représenté sur la figure 2-17 pour le gisement de déchets 2 sont économiquement intéressantes pour la structure de coûts de la filière. De même, l'écoparticipation versée à l'achat des produits par le consommateur permet de financer la collecte des DEEE et ainsi proposer une collecte « gratuite » aux consommateurs. Ce financement en amont permet de capter des gisements complémentaires.

Pour les Petits Appareils Ménagers (PAM) dont la répartition des coûts est proche du type de gisement de déchets 3 sur la figure 2-17. Le taux de collecte reste encore faible (figure 2-18). La principale difficulté repose sur leur massification en amont des opérations de traitement qui sont bien maîtrisées. Dans les filières REP, au-delà des compensations financières, des initiatives d'aide à la collecte peuvent être mises en place. Cette initiative est particulièrement utile pour les PAM, nous avons représenté cette aide sur la figure 2-17 pour le gisement de déchets 3. Les actions de sensibilisation au tri en amont et de collecte sont directement conduites auprès des producteurs de déchets, le plus souvent par les pouvoirs publics en direct ou en délégation via l'éco-organisme en charge de la filière REP.

La figure 2-18 montre une forte augmentation des tonnages de DEEE collectés en 2015 (+ 16,7 %), à l'exception du flux d'écrans et de lampes (- 1,5 % et - 0,3 %). Cette progression est portée par la collecte des GEM (+ 11,1 % pour le GEM froid et 30,3 % pour le GEM hors froid), grâce aux actions de développement des canaux de collecte des éco-organismes généralistes et celle des PAM en mélange (+ 14,7 %) grâce à l'intensification des campagnes de sensibilisation et au déploiement des points de collecte. Pour la première année, 366 tonnes de panneaux photovoltaïques ont été collectées en 2015.

Une seconde critique formulée à l'encontre des éco-organismes porte sur leur mécanisme de financement. Les recettes dépendent du nombre d'appareils DEEE vendus, et les coûts varient avec les tonnages d'appareils en FdV effectivement traités. Un tel fonctionnement n'incite en rien à optimiser la collecte, car une augmentation des flux de produits en FdV ne s'accompagne pas d'une augmentation des recettes liées à l'écoparticipation. Après une période de stagnation, il a fallu attendre 2015 et l'intensification

des campagnes de communication pour observer une augmentation des tonnages collectés de PAM et de lampes, comme le montre la figure 2-18.

En outre, les quotas imposés par la réglementation sont le plus souvent établis par les éco-organismes eux-mêmes (Verrax, 2017). Cette dualité conduit les éco-organismes à être à la fois juge et partie. Pour le succès des filières REP, il est nécessaire de s'assurer de l'absence de conflit d'intérêts.

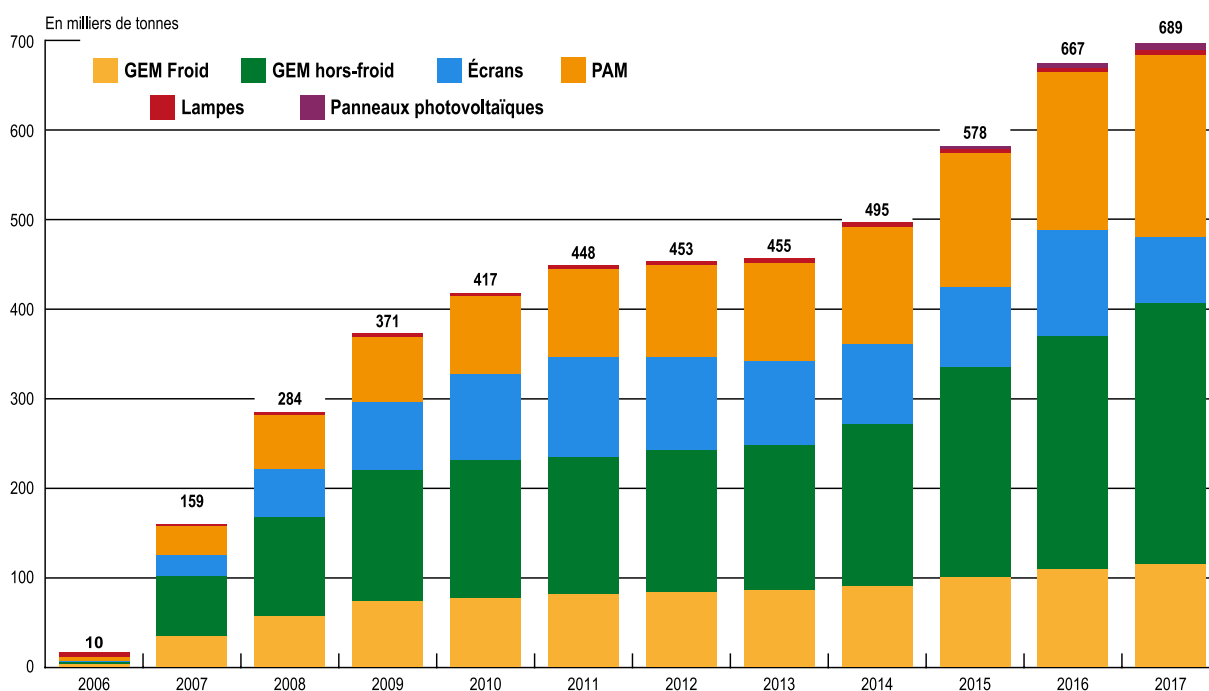


Figure 2-18 Évolutions des quantités de DEEE ménagers collectés par flux par les éco-organismes en France de 2006 à 2015 (ADEME, 2015)

2.3 PRÉSENTATION DES MOTIVATIONS INDUSTRIELLES

2.3.1 Contexte spécifique à l'entreprise MTB

Les travaux de recherche présentés dans ce manuscrit s'inscrivent dans le cadre d'une thèse CIFRE (Convention Industrielle de Formation par la Recherche) financée par l'entreprise MTB Recycling.

2.3.1.1 Présentation des activités de l'entreprise MTB

Créé en 1981, MTB Recycling (MTB) est depuis l'origine un fabricant d'équipements destinés au recyclage. Son activité *B to B* s'adresse avant tout aux professionnels du recyclage. Depuis, il est devenu un acteur mondial de référence dans la gestion des déchets industriels. MTB concentre son activité autour de trois pôles majeurs présentés sur la figure 2-19 :

- La conception et la fabrication de solutions de recyclage
- Le recyclage et la valorisation des métaux non ferreux et déchets complexes
- L'ingénierie et l'installation d'usines clé en main

MTB supervise en interne l'ensemble des activités de conception jusqu'à la mise en production des unités de traitement. Ces activités regroupent la fabrication des sous-ensembles, l'assemblage, l'intégration puis la mise en service chez des recycleurs installés dans le monde entier. MTB est capable de gérer l'ingénierie complète d'une ligne de recyclage en intégrant ses équipements, mais aussi les solutions d'autres équipementiers.

En outre, MTB est le premier utilisateur de ses solutions de traitement. Premier recycleur de câbles électriques en France. Au total, MTB valorise plus de 40 000 t de déchets industriels par an sur 10 lignes de recyclage sur un site de 80 000 m² classé ICPE. MTB dispose de son propre centre d'essai et un laboratoire d'analyse afin de garantir la qualité des MPR vendues.

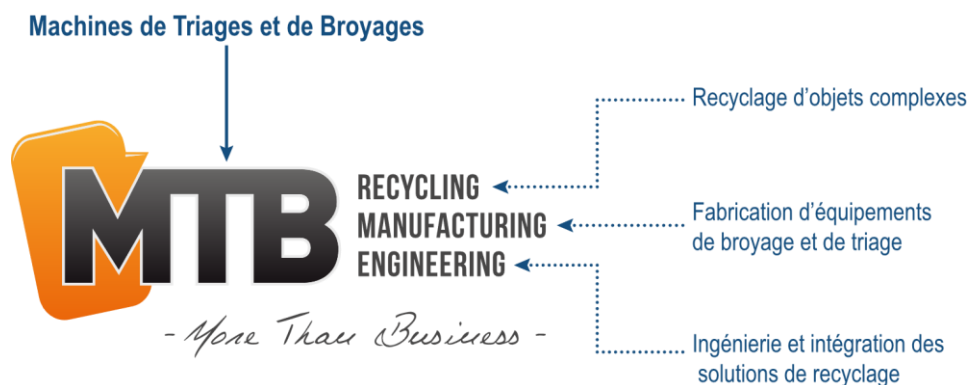


Figure 2-19 Présentation des différents métiers de l'entreprise MTB

Cette organisation autour de trois activités représente un modèle unique dans le monde du recyclage. En tant qu'exploitant et fabricant, la force de MTB est de connaître les problématiques des recycleurs, tout en maîtrisant les technologies, afin de pouvoir proposer des réponses novatrices et adaptées aux besoins de tous (recycleurs ou fabricants). Cela confère à MTB une très grande réactivité pour répondre aux besoins spécifiques des clients avec des solutions personnalisées et éprouvées.

2.3.1.2 Présentation de l'historique de l'entreprise MTB

L'historique de l'entreprise MTB est représentatif de l'évolution du secteur. D'une activité historique de recyclage de câbles, aujourd'hui MTB est en mesure de répondre à l'ensemble des sollicitations dans le domaine du traitement des déchets. La technologie historique de traitement des câbles date de 1983. Cependant de nombreuses évolutions ont permis d'aboutir à une solution totalement intégrée permettant à la fois la valorisation des métaux et des plastiques.

Dans les années 90, l'entreprise a développé une nouvelle géométrie de broyeurs et de granulateurs afin de maximiser la séparation des matériaux par broyage mécanique. Nous

présentons sur la figure 2-20 un exemple de broyeur conçu et fabriqué par MTB. En 2007, le site de Trept est équipé d'une nouvelle ligne complète de recyclage des câbles principalement aluminium intégrant l'ensemble des innovations des 20 dernières années.



Figure 2-20 Visualisation d'un broyeur SRP 2400 de la gamme des granulateurs rapides conçu par MTB

En 2009, une nouvelle solution de broyage est mise en œuvre avec un super-granulateur, cet équipement permet une fusion de deux étapes de broyage. En 2010 MTB rachète l'entreprise MagPro, spécialiste des solutions de recyclage par courant de Foucault (ECS). Les solutions utilisées reposent sur plusieurs brevets. Les courants de Foucault permettent la séparation des métaux non-ferreux, comme présenté sur la figure 2-21.

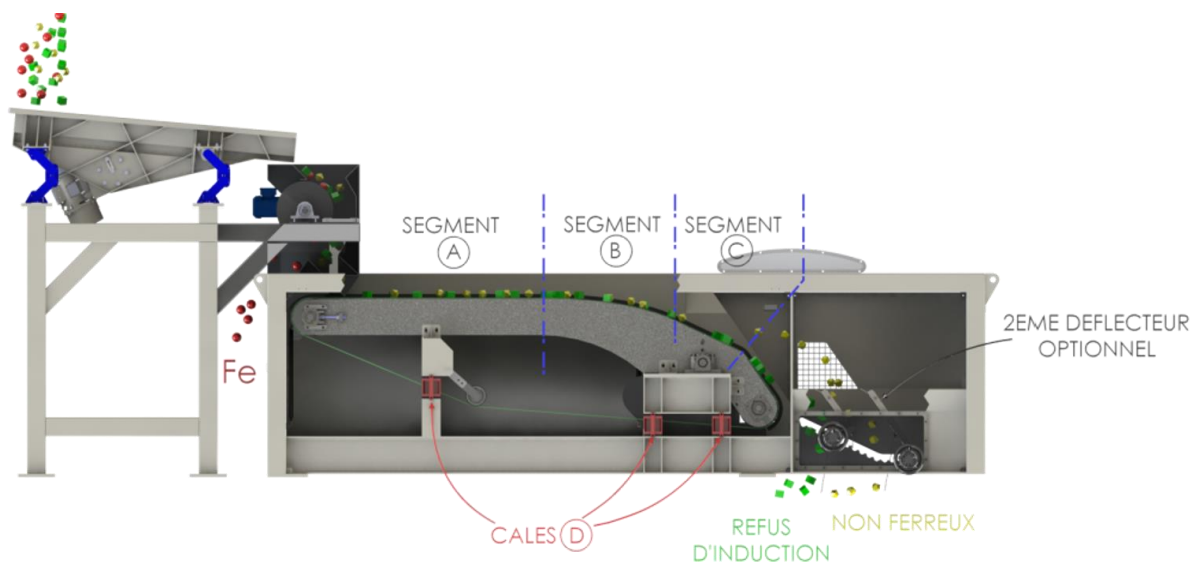


Figure 2-21 Visualisation de la solution de tri par courant de Foucault ELLIPTO et principe de fonctionnement

En 2011, MTB intègre en partenariat avec l'entreprise HAMOS des technologies de triboélectricité pour la séparation des résines plastiques et des élastomères. L'année suivante

les technologies de tri optique développées par PELLENC ST sont intégrées sur plusieurs lignes de traitement. En 2014, l'équipe innovation a mis au point une séquence d'affinage (technologies ECS et technologie optique) pour l'affinage des métaux lourds : mélange plomb, cuivre et laiton.

Depuis 2015, MTB a commencé à intégrer ses solutions de recyclage sous la forme de solutions modulaires et transportables : les BOX. Pour le moment, seulement déclinée en version recyclage de câbles et recyclage de pneus, cette approche est prometteuse pour traiter au plus près des gisements les déchets. Nous présentons sur la figure 2-22 la CABLEBOX implantée sur le site de recyclage de MTB destinée au recyclage de câbles.



Figure 2-22 Visualisation de la solution CABLEBOX CBR2000 implantée chez MTB pour le recyclage de câbles

Entre 1983 et 2016, la solution technologique de recyclage des câbles a été largement implémentée. En parallèle l'entreprise a acquis une maturité sur de nombreux gisements de déchets. Les dates clés de l'évolution de l'entreprise MTB sont présentées dans l'Annexe 4.

2.3.1.3 *Périmètre de technologies maîtrisées par MTB*

MTB en tant que fabricant d'équipement maîtrise un large panel de solutions de recyclage qui sont présentées dans le tableau 2-3. Toutefois, MTB est dans la capacité d'intégrer un panel de solutions encore plus large en fonction des demandes spécifiques de clients, ce qui lui permet de répondre en standard à de nombreuses sollicitations. Les principales solutions sont présentées sur la figure 2-23. Au-delà des réponses standards sur les flux de déchets déjà connus et maîtrisés par l'entreprise, le bureau d'études est également capable de répondre aux sollicitations spécifiques des industriels.

Tableau 2-3 Technologies de recyclage développées par MTB

Broyage	Séparation	Convoyage
Cisailles	Tamis vibrants	Trémies d'alimentation
Prébroyeurs	Tables densimétriques	Tapis de convoyage
Broyeurs	Centrifugeuses	Vis de convoyage
Granulateurs	Séparateurs magnétiques	Transport pneumatique
Microniseurs	Séparateurs balistiques	Mise en contenant
	Séparation électrostatique	
	Traitement de l'air	
	Bac de flottaison	

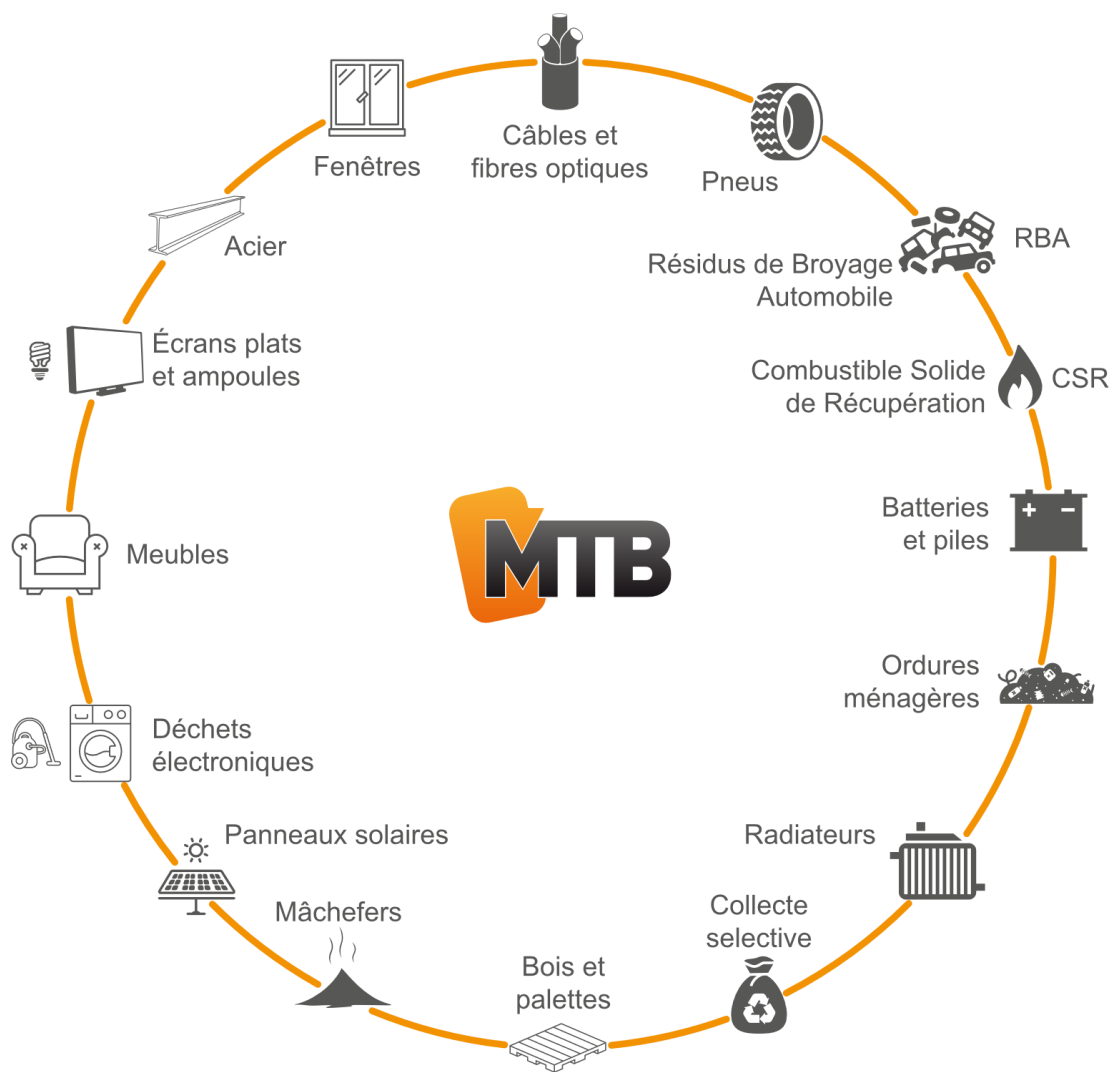


Figure 2-23 Présentation des solutions de recyclages maîtrisées en standard par MTB

2.3.2 Les enjeux industriels

2.3.2.1 *Démarche de conception des scénarios de recyclage*

Nous l'avons abordé dans le chapitre 1, la réglementation sur les filières de traitement en FdV concerne en premier lieu les produits et des matières. Les réglementations sur les installations de recyclage se bornent à la limitation des pollutions par rejets dans les différents compartiments : air, eau, sol (European IPPC Bureau, 2006 ; European IPPC Bureau, 2015). Ces réglementations n'établissent pas de bonnes pratiques quant aux voies de recyclage idéales, seule la mention d'utilisation des Meilleures Techniques Disponibles (MTD) apparaît dans les textes législatifs (Leduc, 2011). De fait, les recycleurs ne disposent pas de contraintes fortes quant aux processus de recyclage. Et aucun texte de référence ne permet d'identifier les meilleures technologies pour le recyclage de chaque typologie de déchets, les MTD concernent seulement les processus de production.

En l'absence de documents de référence, les scénarios de FdV sont multiples. Et pour recycler une même catégorie de produits, différentes filières de recyclage sont disponibles (Delavelle et Marioge, 2012). Chaque scénario de FdV pouvant être vu comme un assemblage de différentes briques technologiques. Les concepteurs de scénarios de FdV ont l'opportunité de construire le meilleur agencement de technologies élémentaires de recyclage. Malheureusement actuellement les choix de conception sont exclusivement pris selon des considérations économiques et se révèlent particulièrement contre-productifs d'un point de vue environnemental et technique (Allwood et al., 2011).

L'entreprise MTB souhaite aborder l'économie circulaire avec une démarche proactive afin de devenir un acteur du changement. Les résultats des recherches doivent proposer sur le plan scientifique et technique des réponses aux problématiques du recyclage déployé en économie circulaire. Les travaux de recherches ont pour vocation de permettre l'adéquation économique, l'efficacité technique et la sobriété environnementale des solutions proposées par l'entreprise MTB. C'est-à-dire maximiser le recyclage des produits et minimiser les pertes tout en supprimant les impacts sur l'environnement en tenant compte des contraintes économiques.

La stratégie proposée s'insère dans les activités de conception des trois métiers de l'entreprise MTB. La conception chez MTB est divisée selon les trois métiers de MTB. Avec des équipes en charge de la conception au sein des trois entités, L'expertise environnementale est transversale et propose une réponse globale à l'échelle de l'entreprise MTB, seulement une personne est en charge de l'évaluation environnementale au sein de l'entreprise. Un résumé des acteurs et des outils de conception utilisés par MTB sont présentés sur la figure 2-24.

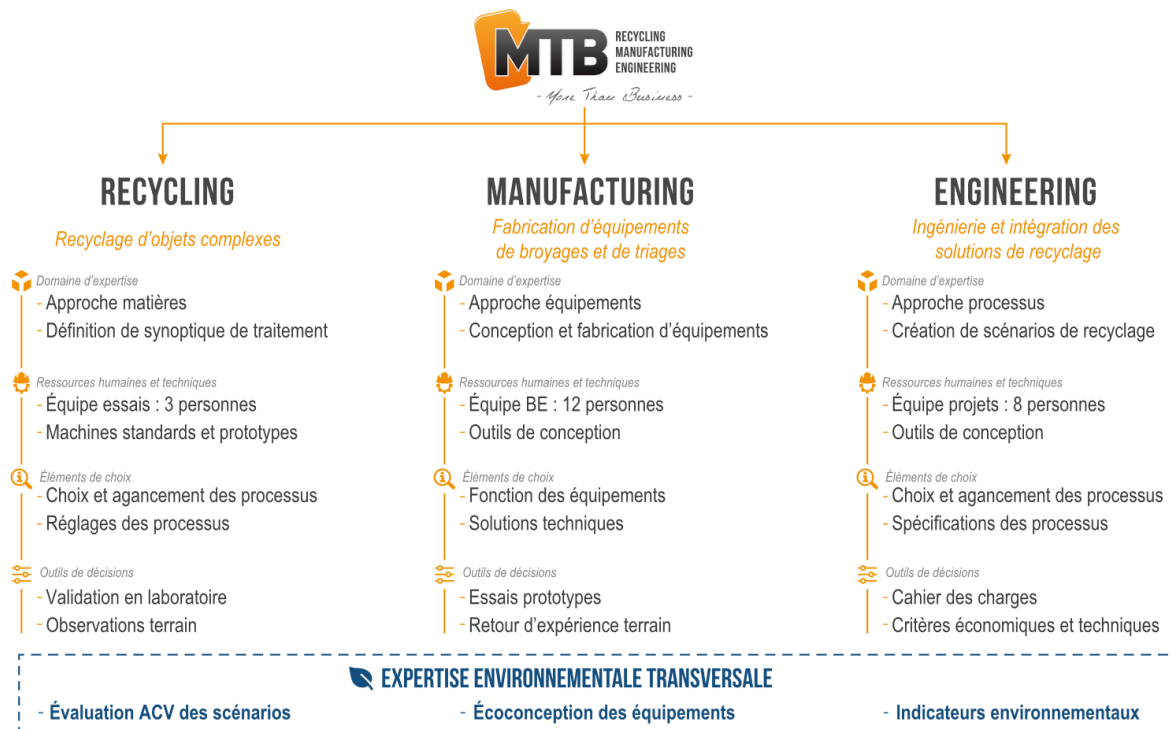


Figure 2-24 Présentation de l'organisation de la conception chez MTB en fonction de ses métiers

2.3.2.2 Maturité de l'entreprise MTB

Maturité des activités de l'entreprise MTB

Si nous nous intéressons à la maturité de l'entreprise MTB, nous pouvons observer de fortes évolutions dans ses différents métiers présentés sur la figure 2-19. L'activité de recyclage de MTB a considérablement évolué depuis la création de l'entreprise. Au milieu des années 2000, MTB s'est engagée dans une transition vers le modèle de fournisseur de MPR haut de gamme à faible impact environnemental. Ce changement de philosophie s'explique par la capacité de MTB à répondre aux demandes spécifiques des industriels. Aussi bien sur son site de recyclage en utilisant son parc de machines de recyclage que pour les lignes de recyclage conçu en développant des solutions sur mesure.

MTB a pris conscience de la nécessité de réduire l'impact environnemental de ses activités avec une démarche développement durable. Cette démarche s'est traduite par le choix d'un approvisionnement en électricité renouvelable, l'arrêt des exportations de déchets, la réduction des consommations d'énergie, la construction de bâtiment écoresponsable, l'augmentation de la durée de vie des équipements, etc. La stratégie environnementale de MTB n'est pas formalisée au travers d'une certification, mais elle repose sur une vraie volonté qui s'intègre dans la démarche d'innovation de l'entreprise.

De plus, le recycleur MTB a participé à différents projets de R&D pour progresser dans la maîtrise de nouveaux flux de déchets. Ces travaux ont eu pour résultats de mettre au point plusieurs séquences de traitement pour des déchets spécifiques comme les écrans plats, les

DEEE en mélange, les Résidus de Broyage d'Automobile (RBA), etc. Ces lignes de traitement sont en production sur le site de recyclage à Trept ; et elles ont permis de préfigurer les solutions disponibles dans le catalogue MTB.

En second lieu, l'équipementier MTB a dû faire évoluer son activité de concepteur de solutions de recyclage, pour accompagner le changement de physionomie de l'industrie du recyclage. MTB s'est lancé dans le développement de nouvelles solutions de recyclage innovantes pour différents gisements de déchets complexes : mâchefers, Déchets Industriels Banals (DIB), pneus, Combustible Solide de Récupération (CSR), etc. Ces développements ont nécessité la création de nouvelles machines : SMB, maxi-granulateurs, broyeurs, etc. à chaque fois les essais ont eu lieu sur les technologies existantes avant de travailler sur le développement des solutions spécifiques.

Enfin, l'intégrateur MTB sélectionne en continu des solutions techniquement pertinentes pour répondre aux besoins des industriels et des recycleurs dans une finalité de réduction de l'impact environnemental. La maturité de l'entreprise lui permet de s'adresser à la fois aux recycleurs à la recherche d'une machine spécifique, mais également aux industriels qui souhaitent implémenter une solution de traitement intégrée. Plusieurs initiatives de recyclage en boucle fermée ont vu le jour depuis 2010, notamment avec les entreprises Serge Ferrari, RENAULT (Renault, 2015), etc.

Pour résumer, nous présentons sur la figure 2-25 les forces et faiblesses de MTB vis-à-vis de l'évolution des filières de FdV.



Figure 2-25 Matrice des forces, faiblesses, Opportunités et Menaces (SWOT) de l'entreprise MTB

Maturité de la démarche de conception de MTB

Cet historique a permis à l'entreprise de faire évoluer sa démarche de conception pour arriver à un processus idéal d'innovation qui repose sur les trois métiers de MTB, présenté sur la figure 2-26. Dans un premier temps, MTB reçoit généralement un lot de déchets à recycler pour lequel l'entreprise propose une solution temporaire de traitement. Cette solution est le

résultat d'une ou plusieurs itérations pour révéler les différentes matières présentes. En fonction du volume et de l'intérêt du producteur de déchets, cette solution est soit pérennisée chez MTB ; soit la solution, nécessite la conception de solutions spécifiques sur un autre site de recyclage. Dans le premier cas, l'activité est réalisée sous forme de travail à façon sur le site de recyclage de MTB. Dans le second cas, nous basculons sur le deuxième cercle de la figure 2-26. Il s'agit de concevoir ou d'adapter une ou plusieurs solutions avant l'intégration (troisième cercle sur la figure 2-26). Dans le troisième cercle, les compétences de MTB visent à intégrer les technologies complémentaires nécessaires. MTB accompagne les clients jusqu'à la mise en service et même au-delà avec l'optimisation et le service après-vente.

Aujourd'hui la démarche de conception idéale schématisée sur la figure 2-26 n'est pas totalement formalisée avec des outils et méthodes au sein de l'entreprise MTB. Il s'agit d'une démarche de conception logique pour les équipes. Toutefois, pour favoriser cette démarche de conception et accroître la performance globale des solutions proposées, nous proposons d'apporter des outils de pilotage. Les travaux de recherche présentés dans ce manuscrit s'inscrivent pleinement dans cette optique qui doit permettre de structurer l'approche et l'accompagner avec une gouvernance adaptée pour obtenir les meilleurs résultats.

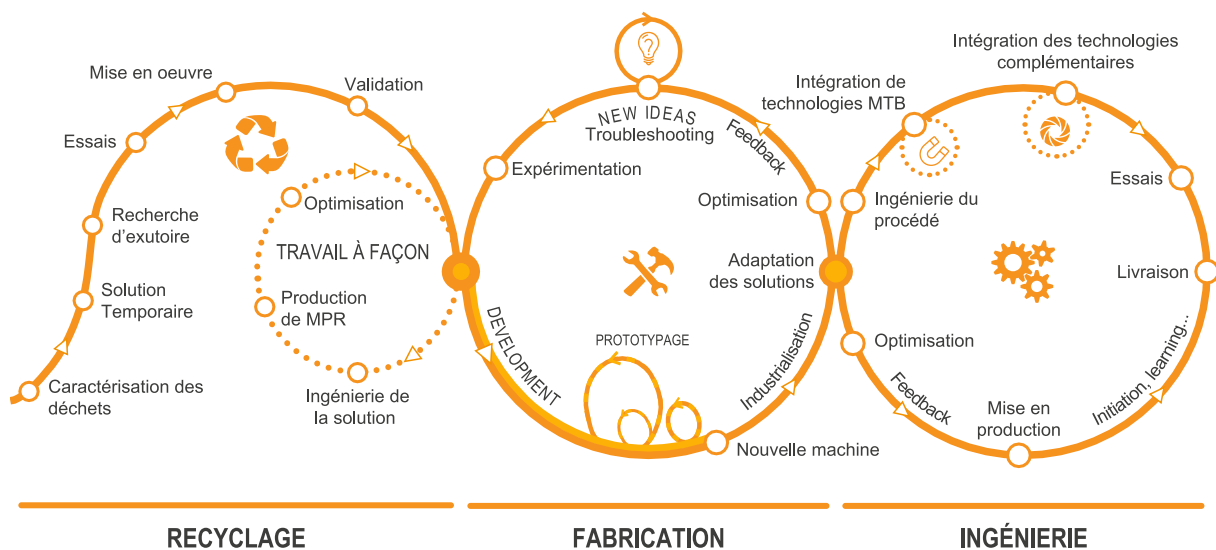


Figure 2-26 Présentation de la démarche idéale de conception mise en œuvre chez MTB

2.3.2.3 Les indicateurs de pilotage de la conception

L'enjeu des travaux de recherche est de fournir ces informations dans la phase amont de conception des scénarios de recyclage pour permettre aux concepteurs d'orienter leur choix vers une performance idéale selon un triptyque (Figure 2-27). L'idée est de pouvoir rendre compte d'une performance globale. Cette représentation conduit inévitablement à des questions sur l'arbitrage entre les différents indicateurs techniques, économiques et environnementaux.

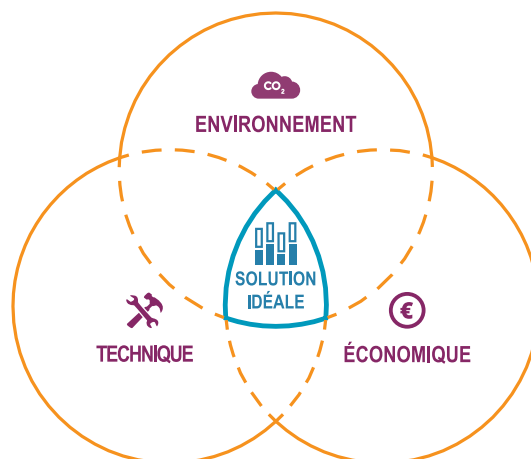


Figure 2-27 Triptyque des performances pour évaluer les scénarios de recyclage

Jusqu'à présent, les choix de conception étaient avant tout motivés par des considérations économiques centrées sur les dépenses d'investissements* (CAPEX) puis d'exploitation* (OPEX). Or ces coûts omettent de prendre en compte les variations de gains financiers des MPR vendues. En l'occurrence, les choix de conception influencent directement la capacité de l'unité de traitement à produire des MPR en quantité et qualité suffisante pour une meilleure valorisation économique des flux sortants. Augmenter la qualité, permet de maximiser les gains financiers qui peuvent justifier un surcoût de CAPEX.

D'un point de vue environnemental, il s'agit de s'assurer que la démarche mise en œuvre est la plus durable. Par exemple, est-ce que la quantité d'énergie grise utilisée par les opérations de traitement est justifiée au regard de la qualité et des quantités de MPR valorisées. Lorsque nous prenons en compte le scénario de recyclage dans sa totalité, il est nécessaire d'interroger le niveau de fonctionnalité garantie par le scénario.

Ces questionnements nous amènent également à mieux quantifier les performances techniques des scénarios et leur adéquation pour promouvoir la démarche circulaire et éviter le plus possible l'enfouissement des déchets.

2.3.3 Objectifs et attentes des industriels du recyclage

Malgré ces efforts, le chemin à parcourir pour atteindre le zéro déchet et zéro impact demeure long. Nous l'avons vu le marché des MPR est sujet aux variations du marché des matières premières vierges, mais la structure des coûts de l'activité de recyclage ne permet pas d'accompagner ces variations. Pour répondre aux enjeux industriels, la définition et la quantification de la performance des solutions de recyclage se posent. Les objectifs affichés par MTB quant aux travaux de recherche sont les suivantes :

- Connaître la performance environnementale de ses procédés de recyclage
- Identifier et comprendre les principaux contributeurs de l'impact environnemental des solutions de recyclage

- Fournir aux concepteurs des informations sur les performances des procédés sur la base de l'évaluation environnementale
- Accompagner ses clients dans la réduction de leurs impacts environnementaux via de bonnes pratiques
- Augmenter le taux de recyclage des déchets
- S'assurer d'une pureté optimale des MPR

Les attentes de MTB pour atteindre ces objectifs sont une méthodologie basée sur des outils pour calculer les performances des procédés de recyclage dans le cadre de sa démarche de développement durable.

Ces objectifs de l'entreprise MTB rejoignent les préoccupations de certains clients ayant basculé dans le modèle de producteur de MPR voire en phase de transition vers le modèle circulaire. Ces derniers formulent la nécessité de mieux quantifier l'impact environnemental des opérations de recyclage. Pour eux, l'enjeu est de pouvoir connaître et communiquer les gains environnementaux du recyclage. Une fois connus, les impacts environnementaux permettront de mieux orienter les choix techniques des processus et garantir la mise en œuvre de solutions déployées en économie circulaire. L'intégration des préoccupations environnementales est un premier pas qui repose malheureusement sur une démarche itérative longue et complexe pour réduire dès la conception les impacts environnementaux une fois identifiés.

2.4 BILAN DU CHAPITRE 2

Nous l'avons vu la santé économique des industriels du recyclage est fortement corrélée aux prix des matières premières. En fonction de la situation économique, les matières recyclées peuvent devenir non concurrentielles par rapport aux matières vierges et par voie de conséquence, des solutions non durables (enfouissement, incinération, export, etc.) sont privilégiées.

L'enjeu industriel est de pouvoir communiquer les gains environnementaux de chaque matière issue du recyclage afin de motiver les stratégies de développement durable des entreprises. La prise en compte de la performance environnementale en perspective des performances techniques et économiques est nécessaire pour basculer vers un modèle circulaire et limiter le changement climatique.

Le premier challenge pour déployer des solutions de recyclage en économie circulaire repose sur l'évaluation de la performance des scénarios de recyclage. L'évaluation des performances doit permettre la mise en place de stratégies pour réduire l'impact environnemental. Cette mesure de la performance nécessite de construire des indicateurs adaptés et un référentiel de comparaison.

Les moyens mis en œuvre demandent à être simples d'utilisation et spécifiques aux procédés de recyclage pour apporter des informations pertinentes aux concepteurs. Il s'agit de personnaliser les informations communiquées à chaque partie prenante pour *in fine* les aider à prendre des décisions quant aux meilleures solutions de recyclage dans un enjeu de réduction de l'impact sur l'environnement.

En accord avec les motivations industrielles, le chapitre 3 vise à présenter les outils scientifiques mis en œuvre à la fois pour l'évaluation et la comparaison des solutions de recyclage.

RÉFÉRENCES DU CHAPITRE 2

- 2ACR. *Glossaire des termes usuels du recyclage et de la valorisation à l'usage des industriels et de leurs interlocuteurs* [En ligne]. Paris : [s.n.], 2014. 16 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.sexol.2008.10.001> > ISBN : 0660965763.
- 2ACR, ADEME. *Analyse de la chaîne de valeur du recyclage des plastiques en France* [En ligne]. Etudes éco. Paris, France : ADEME, 2015. 36 p. Disponible sur : < <https://www.ademe.fr/analyse-chaîne-valeur-recyclage-plastiques-france> >
- ADEME. *Chiffres-clés Déchets - Edition 2016* [En ligne]. Angers : [s.n.], 2016. 96 p. Disponible sur : < <http://www.ademe.fr/dechets-chiffres-cles> > ISBN : 9791029706264.
- ADEME. « La Responsabilité élargie du Producteur - Panorama 2010 ». *Collect. Reprères ADEME*. 2010. Vol. 1, p. 28.
- ADEME. *Synthèse Rapport DEEE - Données 2015* [En ligne]. v : [s.n.], 2015. Disponible sur : < www.ademe.fr/mediatheque >
- ADEME, Bio Intelligence Service. *Bilan environnemental sur les filières de recyclage : l'état des connaissances ACV*. 2002. p. 40.
- Allwood J. M. « Squaring the Circular Economy: The Role of Recycling within a Hierarchy of Material Management Strategies ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 445-477. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00030-1> > ISBN : 9780123964595.
- Allwood J. M., Ashby M. F., Gutowski T. G., Worrell E. « Material efficiency: A white paper ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2011. Vol. 55, n°3, p. 362-381. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.11.002> >
- Anthony H., Laratte B., Guillaume B. *Rapport final : Fondation 2019 La Taxe sur la Valeur Ajoutée Circulaire (TVAC)*. 2014. p. 40.
- Ayres R. U., Méndez G. V., Peiró L. T. « Recycling Rare Metals ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 27-38. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00004-0> > ISBN : 978-0-12-396459-5.
- Barles S. « Les chiffonniers, agents de la propreté et de la prospérité parisiennes au XIXe siècle ». *Clin. du Trav.* [En ligne]. 2011. p. 45-67. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/eres.corte.2011.01.0045> >
- Béguin M. « L'histoire des ordures : de la préhistoire à la fin du dix-neuvième siècle ». *VertigO - la Rev. électronique en Sci. l'environnement* [En ligne]. 2013. Vol. 13, n°Numéro 3, p. 18. Disponible sur : < <https://doi.org/10.4000/vertigo.14419> >
- Bertolini G. « Entropie et recyclage ». *Déchets, Sci. Tech.* 2002. Vol. 4, n°28, p. 15-20.
- Bottin A., Joassard I., Morard V. *L'environnement en France - édition 2014*. Paris : Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, 2014. 384 p.
- Bruzek C. E., Allais A., Dickson D., Lallouet N., Allweins K., Marzahn E. *Eco-Friendly Innovation in Electricity Transmission and Distribution Networks* [En ligne]. [s.l.] : Elsevier, 2015. 135-167 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-010-1.00007-0> > (consulté le 30 septembre 2015) ISBN : 9781782420101.
- Butterworth J., Morlet A., Nguyen H. P., Oppenheim J., Stuchtey M. « Towards the Circular Economy: Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition ». *Ellen MacArthur Found.* [En ligne]. 2013. Vol. 1, n°1, p. 98. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1162/108819806775545321> >
- Combe H. « La gouvernance, une impérieuse nécessité pour le développement durable ». *Développement durable Territ.* 2015. Vol. 6, n°2, p. 14.
- Commission Européenne. « Stratégie européenne en matière de déchets plastiques dans l'environnement ». *Livre Vert*. 2013. Vol. Mars, p. 24.
- Corteel D., Le Lay S. *Les travailleurs des déchets* [En ligne]. Toulouse : ERES, 2011. 336 p. Disponible sur : < <https://www.cairn.info/travailleurs-des-dechets--9782749214368.htm> > ISBN : 9782749214368.
- Das S. K. « Designing Aluminium Alloys for a Recycling Friendly World ». *Mater. Sci. Forum* [En ligne]. 2006. Vol. 519-521, p. 1239-1244. Disponible sur : < <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.519-521.1239> >
- Deboutière A., Georgeault L. « Quel potentiel d'emplois pour une économie circulaire ? » *Inst. l'Economie Circ.* [En

- ligne]. 2015. p. 67. Disponible sur : < http://www.institut-economie-circulaire.fr/L-Institut-publie-une-etude-sur-le-potentiel-d-emplois-en-economie-circulaire_a867.html >
- Delavelle C., Marioge C. « Etat de l'Art des Technologies d'Identification et de Tri des Dechets ». *Rapp. ADEME*. 2012. Vol. Septembre, p. 1-192.
- Dvorak R., Kosior E., Moody L. « Development of NIR Detectable Black Plastic Packaging ». *Nextek Ltd. WRAP* [En ligne]. 2011. n°September,. Disponible sur : < http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Recyclability_of_black_plastic_packaging.pdf >
- Ellen MacArthur Foundation. *Circularity Indicators : An Approach to Measuring Circularity* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015a. 98 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.giq.2006.04.004> > ISBN : 9781412984737.
- Ellen MacArthur Foundation. *Towards a Circular Economy: Business Rationale for an Accelerated Transition* [En ligne]. COWES : Ellen MacArthur Foundation, 2015b. 20 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> > ISBN : 9788578110796.
- Ellen MacArthur Foundation. « The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics ». *Ellen MacArthur Found.* 2016. p. 120.
- Ellen MacArthur Foundation, GRANTA. *Project Overview: An Approach to Measuring Circularity*. [s.l.] : Ellen MacArthur Foundation, 2015. 12 p.
- Enkvist P.-A., Klevnäs P. « The Circular Economy - a Powerful Force for Climate Mitigation ». *Mater. Econ.* [En ligne]. 2018. p. 162. Disponible sur : < <http://edepot.wur.nl/257220#page=35> >
- European Aluminium Association (EAA). *Sustainability of the european aluminium industry*. 2010. p. 56.
- European Commission. « La Commission adopte deux règlements visant à retirer progressivement du marché les ampoules électriques gourmandes en énergie ». *J. Off. l'Union Eur.* 2009. Vol. mars, n°18, p. 2.
- European Commission. « Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment (WEEE) ». *Off. J. Eur. Union* [En ligne]. 2003. Vol. L 37, p. 24-38. Disponible sur : < https://doi.org/10.3000/19770677.L_2012.197.eng >
- European Commission. « ILLUMINATE: Automated Sorting and Recycling of Waste Lamps ». *Rep. Summ.* [En ligne]. 2017. p. 1-14. Disponible sur : < <http://www.illuminate-project.com/> >
- European Environment Agency. « Earnings, jobs and innovation: the role of recycling in a green economy ». *Eur. Environ. Agency Rep.* [En ligne]. 2011. n°8, p. 28. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2800/84050> >
- European IPPC Bureau. « Reference document on the Best Available Techniques for Waste Treatments Industries ». *Eur. Comm.* 2006. n°August, p. 592.
- European IPPC Bureau. « Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment Industries ». *Eur. Comm.* 2015. Vol. December, p. 1030.
- FEDEREC, ADEME. *Évaluation Environnementale du Recyclage en France selon la Méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie* [En ligne]. Paris, France : [s.n.], 2017. 178 p. Disponible sur : < http://federec.com/FEDEREC/ows/images/Impact_environnemental.pdf >
- Ferrari R. « Fondation 2019 : Contribuer activement à forger les instruments pour la transition écologique de l'économie ». In : *Séminaire Monétarisation des biens Serv. environnementaux L'analyse cycle vie, Quest. enjeux autour sa monétarisation*. Paris, France : [s.n.], 2017. p. 20.
- Fischer-Kowalski M., Swilling M. *Global Decoupling of Natural Resource Use And Enviromental Impacts from Economic Growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel*. [s.l.] : UNEP, 2011. 174 p. ISBN : 9789280731675.
- Gahleitner A. « Closing the loop: Next steps critical for Europe's Circular Economy ». *Eur. Alum. Assoc.* 2015. Vol. 02, n°December, p. 2.
- Gaustad G., Olivetti E. A., Kirchain R. E. « Improving aluminum recycling: A survey of sorting and impurity removal technologies ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2012. Vol. 58, p. 79-87. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.10.010> >
- Gaustad G., Olivetti E. A., Kirchain R. E. « Design for Recycling ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2010. Vol. 14, n°2, p. 286-308. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00229.x> >
- Geldron A., Galio P., Galin R., Doris N., Sarran A., Gauvain M., Lavoisy P. « 10 Indicateurs clés pour le suivi de l'économie circulaire ». *Le Serv. l'observation des Stat.* 2017. p. 36.
- Goodwin F., Guruswamy S., Kainer K. U., Kammer C., Knabl W., Koethe A., Leichtfried G., Schlamp G., Stickler R., Warlimont H. « Metals ». In : Martienssen W, Warlimont H (éd.). *Handb. Condens. Matter Mater. Data* [En

- ligne]. Berlin : Springer Berlin Heidelberg, 2005. p. 161-430. Disponible sur : < https://doi.org/10.1007/3-540-30437-1_5 > ISBN : 9780874216561.
- Grandjean A., Martini M. *Financer la transition énergétique: carbone, climat et argent* [En ligne]. [s.l.] : Les Éditions de l'Atelier, 2016. 219 p. Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=iHA1vgAACAAJ> > ISBN : 9782708244986.
- Grosse F. « Is recycling “ part of the solution ”? The role of recycling in an expanding society and a world of finite resources ». *Surv. Perspect. Integr. Environ. Soc.* 2010. Vol. 3, n°1, p. 1-30.
- Haas W., Krausmann F., Wiedenhofer D., Heinz M. « How circular is the global economy? An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European union and the world in 2005 ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2015. Vol. 19, n°5, p. 765-777. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12244> >
- Harpet C. *Société de consommation et production de déchets*. 2013. p. 1-4.
- Hestin M., De Veron S., Devauze C., Petit N. *Bilan national du recyclage 2005 - 2014*. [s.l.] : BIO by Deloitte pour l'ADEME, 2017. 105 p.
- Hiraki T., Takeda O., Nakajima K., Matsubae K., Nakamura S., Nagasaka T. « Thermodynamic criteria for the removal of impurities from end-of-life magnesium alloys by evaporation and flux treatment ». *Sci. Technol. Adv. Mater.* [En ligne]. 2011. Vol. 12, n°3,. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1088/1468-6996/12/3/035003> >
- IEA. *World Energy Outlook 2014* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2014. 690 pp. p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1787/weo-2014-en> > ISBN : 9789264208056.
- Institut Montaigne. *Réconcilier croissance et environnement*. Paris : [s.n.], 2016. 114 p. ISBN : 1771- 6764.
- Jenkins J., Nordhaus T., Shellenberger M. « Energy Emergence: Rebound & Backfire as emergent phenomena ». *Breakthr. Inst.* [En ligne]. 2011. p. 60. Disponible sur : < <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf> >
- Johnson A. « Recycling Energy : An Exploration of Recycling and Embodied Energy ». *Penn Sustain. Rev.* 2015. Vol. 1, n°6, p. 3.
- K.T.Oldring P., Nehring U. « Metal Packing for Foodstuffs ». In : Kevin Yates (éd.). *Pack. Mater.* [En ligne]. Brussels, Belgium : [s.n.], 2007. p. 44. Disponible sur : < <https://doi.org/D/2007/10.996/7> > ISBN : 9781467319652.
- Laurent A., Bakas I., Clavreul J., Bernstad A., Niero M., Gentil E., Hauschild M. Z., Christensen T. H. « Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2014. Vol. 34, n°3, p. 573-588. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045> >
- Laurent A., Clavreul J., Bernstad A., Bakas I., Niero M., Gentil E., Christensen T. H., Hauschild M. Z. « Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2014. Vol. 34, n°3, p. 589-606. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004> >
- Lavery G., Pennell N. *Le Nouveau Modèle Industriel : Plus de bénéfices, plus d'emplois et moins d'impact sur l'environnement*. Interface.[s.l.] : [s.n.], 2014. 41 p.
- Leduc L. « Meilleures techniques disponibles (MTD) ». *INERIS Informations*. 2011. n°November, p. 2.
- McDonough W., Braungart M. *Cradle to cradle: Remaking the Way We Make Things*. Edition al. Paris : Manifesto, 2012. 234 p.(Manifesto). ISBN : 9782862277226.
- McDonough W., Braungart M., Maillard A. *L'upcycle: au-delà du développement durable, l'écoconception au service de l'abondance* [En ligne]. Éd. Altern.[s.l.] : Galimard, 2016. 251 p. Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=tOgwvgAACAAJ> > ISBN : 9782072541919.
- Ohno H., Matsubae K., Nakajima K., Kondo Y., Nakamura S., Nagasaka T. « Toward the efficient recycling of alloying elements from end of life vehicle steel scrap ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2015. Vol. 100, p. 11-20. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.04.001> >
- ORDIF. *La Gestion des Déchets Ménagers et Assimilés en Île de France - Données 2015*. Paris, France : Observatoire Régional des déchets d'Île de France, 2017. 88 p.
- Paraskevas D., Kellens K., Dewulf W., Dufflou J. R. « Sustainable Metal Management and Recycling Loops : Life Cycle Assessment for Aluminium Recycling Strategies ». *21st CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2013. p. 404-408. Disponible sur : < https://doi.org/10.1007/978-981-4451-48-2_66 >
- Perry N., Bernard A., Laroche F., Pompidou S. « Improving Design for Recycling - Application to Composites ». *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 2012. Vol. 61, n°1, p. 151-154.

- PlasticsEurope. *Plastics – the Facts 2017* [En ligne]. 2017. p. 44. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015> >
- Prinçaud M., Pompidou S., Perry N., Mantaux O. « Identification des bases d'une synergie entre recycleurs et concepteurs: application au cas des composites ». In : *13e Colloq. Natl. AIP PRIMECA*. Le Mont Dore : [s.n.], 2012. p. 15.
- Rebitzer G., Fullana P., Weidema B. P., Joliet O. « Recycling, Close-Loop Economy, Secondary Resources ». In : *10th LCA Case Study Symp.* [s.l.] : [s.n.], 2003. p. 106-108.
- RÉCYLUM. « Les missions de RÉCYLUM ». In : *Récylum Collect. dépollution, Recycl. DEEE, ampoules, extincteurs* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2018. p. 5. Disponible sur : < <https://www.recylum.com/recylum/nos-missions/> > (consulté le 1 mai 2018)
- RÉCYLUM. « Recyclage des ampoules : pourquoi, comment les recycler ? ». In : *Récylum Collect. dépollution, Recycl. DEEE, ampoules, extincteurs* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2016. p. 8. Disponible sur : < <https://www.recylum.com/particuliers/recyclage-des-lampes/> > (consulté le 2 juin 2018)
- Renault. « ICARRE 95 Innovative Car Recycling ». *Life Proj. Layman Rep.* [En ligne]. 2015. p. 1-16. Disponible sur : < http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE10_ENV_FR_000202_LAYMAN.pdf >
- Reuter M. A., Boin U. M. J., A S., Verhoef E., Heiskanen K., Yang Y., Georgalli G. *The Metrics of Material and Metal Ecology: Harmonizing the Resource, Technology and Environmental Cycles* [En ligne]. [s.l.] : Elsevier Science, 2005. 720 p.(Developments in Mineral Processing). Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=lyCz1MoXGBsC> > ISBN : 9780080457925.
- Sakai S., Yoshida H., Hiratsuka J., Vandecasteele C., Kohlmeyer R., Rotter V. S., Passarini F., Santini A., Peeler M., Li J., Oh G.-J., Chi N. K., Bastian L., Moore S., Kajiwara N., Takigami H., Itai T., Takahashi S., Tanabe S., Tomoda K., Hirakawa T., Hirai Y., Asari M., Yano J. « An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems ». *J. Mater. Cycles Waste Manag.* [En ligne]. 2014. Vol. 16, n°1, p. 1-20. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s10163-013-0173-2> >
- Sauvé S., Normandin D., McDonald M. *L'économie circulaire : Une transition incontournable*. Montréal : Les Presses de l'Université de Montréal, 2016. 190 p.ISBN : 9782760636750.
- Schandl H., Hatfield-Dodds S., Wiedmann T. O., Geschke A., Cai Y., West J., Newth D., Baynes T., Lenzen M., Owen A. « Decoupling global environmental pressure and economic growth: scenarios for energy use, materials use and carbon emissions ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2015. p. 1-12. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.100> >
- Schluep M., Hagelüken C., Kuehr R., Magalini F., Maurer C., Meskers C. E. M., Mueller E., Wang F. « Recycling – From E- Waste To Resources ». *United Nations Environ. Program. United Nations Univ.* 2009. p. 120.
- Schmid A., Naquin P., Gourdon R. « Etude expérimentale de l'incidence du niveau de démantèlement sur le taux de valorisation avant broyage des véhicules hors d'usage (VHU) ». *Déchets, Sci. Tech.* 2012. Vol. 61, p. 30-48.
- Stuart Burns. « Cost Build Up Model for Primary Aluminum Ingot Production ». *Met. Min.* [En ligne]. 2009. n°27 February, p. 2. Disponible sur : < <https://agmetalmminer.com/2009/02/27/cost-build-up-model-for-primary-aluminum-ingot-production/> > (consulté le 16 mai 2018)
- Valerian F., Kerdaniel F. *L'Industrie du Recyclage en France : Changer de Dimension pour Créer des Emplois ?* Paris : Ministère de l'Economie, 2013. 94 p.
- Verrax F. « L'ampoule sous tension ». *Tech. Cult.* [En ligne]. 2017. Vol. 65-66, n°January, p. 0-19. Disponible sur : < <http://tc.revues.org/7842> >
- Verrax F., Garcier R. J. « La Responsabilité Elargie du Producteur (REP) : Un dispositif déresponsabilisant ? ». In : Nathalie O., Anstett E (éd.). *Jeux pouvoir dans nos poubelles. Économies morales Polit. du Recycl. au tournant du XXIe siècle*. [s.l.] : Petra, 2017. p. 1-12.
- Worrell E., Reuter M. A. « Recycling: A Key Factor for Resource Efficiency ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 3-8. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00001-5> > ISBN : 9780123965066.
- Zeng X., Mathews J. A., Li J. « Urban Mining of E-Waste is Becoming More Cost-Effective Than Virgin Mining ». *Environ. Sci. Technol.* [En ligne]. 2018. Vol. 52, n°8, p. 4835-4841. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04909> >

Zepf V., Simmons J., Reller A., Ashfield M., Rennie C. *Materials Critical to the Energy Industry: An Introduction*. Second edi. London : BP, 2014. 94 p.ISBN : 9780992838706.

L'ensemble des pictogrammes utilisés dans ce manuscrit sont issus de la bibliothèque *The Noun Project*.

CHAPITRE 3 CAS D'APPLICATION POUR LA STRUCTURATION DE LA MÉTHODOLOGIE

*Ce chapitre a été en partie publié dans Grimaud G., Perry N., Laratte B. Aluminium Cables Recycling Process: Environmental Impacts Identification and Reduction. In **Resources Conservation and Recycling** 2017.*

*Et dans Grimaud G, Laratte B and Perry N. **To Transport Waste or Transport Recycling Plant: Insights from Life-Cycle Analysis**. Matériaux & Techniques 2017.*

RÉSUMÉ DU CHAPITRE 3

Après avoir présenté le contexte global et la situation environnementale particulièrement dégradée dans le chapitre 1, nous avons présenté l'organisation de la filière de fin de vie pour répondre à la problématique des déchets. L'industrialisation de la filière de fin de vie semble d'autant plus lente que la morphologie et les gisements de déchets sont en évolutions constantes.

Dans le chapitre 2 nous avons détaillé les enjeux associés qui motivent le déploiement de solutions de recyclage en économie circulaire. C'est dans cette optique que nous avons cherché à identifier les outils d'évaluation pertinents pour construire la méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage. Ces choix ont pu être testés sur différents scénarios de recyclage que nous présentons dans ce chapitre.

Nous présentons, un premier cas d'application sur le recyclage des câbles en aluminium. Ce cas nous a permis d'initier la démarche méthodologique. Le scénario de recyclage était déjà en service au moment de l'évaluation. Le retour d'expérience sur ce premier cas d'application nous a permis d'ajuster la méthodologie et de compléter la démarche d'évaluation. Ce cas d'application nous a permis de tester différentes configurations de la méthodologie.

Nous présentons ensuite l'ensemble des évaluations complémentaires initiées à la suite de cette première évaluation. Le résumé graphique du chapitre est présenté sur la figure 3-1, ci-dessous.



Figure 3-1 Présentation graphique de l'évaluation des performances des scénarios de recyclage

3.1 CAS D'APPLICATION DU RECYCLAGE DES CÂBLES

L'avantage de l'entreprise MTB est de maîtriser à la fois l'activité de recyclage et l'activité de conception et ingénierie de systèmes de recyclage (section 2.3.1). Nous disposons d'un accès privilégié aux leviers nécessaires pour apporter des modifications aux scénarios de recyclage et observer les résultats induits. Cet accès privilégié nous a permis de construire la méthodologie présentée dans le chapitre 4. Nous avons pu affiner la méthodologie à partir des limites issues d'un premier retour d'expérience que nous présentons dans la section 3.1 de ce chapitre.

Afin de réaliser un état des lieux de ses solutions de recyclage, nous avons réalisé pour la société MTB l'évaluation initiale de ses scénarios de recyclage. L'enjeu est de documenter, au moyen de la méthodologie de l'analyse ACV, plusieurs solutions de recyclage de l'aluminium et notamment valider les bénéfices environnementaux de l'affinage par voie mécanique vis-à-vis de l'affinage par seconde fusion. En résumé, l'objectif est de comparer différents scénarios de recyclage.

La documentation sur l'évaluation environnementale des techniques de recyclage est absente ou ne traite que de certaines étapes de transformation sans donner un cadre de référence. En l'absence de document de référence dans le domaine de l'affinage à froid des matériaux issus du recyclage, cette première analyse a permis de construire une base solide pour démontrer la pertinence des choix technologiques des concepteurs.

MTB est engagée dans une démarche d'optimisation des procédés, visant à garantir une qualité optimale de ces produits au travers de nouveaux procédés développés en interne. Ces nouveaux procédés sont directement mis en œuvre sur la chaîne de recyclage des produits en aluminium de l'usine MTB installée à Trept (Isère). Cette ligne de recyclage est spécialisée dans la récupération de l'aluminium contenu dans les produits dits complexes et plus particulièrement des câbles haute tension en aluminium. Cette première étude vise à comprendre dans une perspective holistique l'ensemble des impacts environnementaux tout au long du procédé de recyclage de l'aluminium.

3.1.1 Analyse des flux de matières du recyclage des câbles

3.1.1.1 Précisions sur la méthodologie utilisée pour l'outil MFA

Nous utilisons l'analyse de flux de matières (MFA) comme un outil de modélisation des processus de recyclage. Nous n'apportons pas de modifications à la méthodologie de calcul des intrants et sortants des processus unitaires de recyclage dont nous présentons la modélisation dans le paragraphe 4.2.2.3. L'utilisation faite de la MFA est une vision statique des matières. Cette vision des flux de matières et de produits nous permet de quantifier l'ensemble des flux qui composent les scénarios de recyclage. À la différence de l'ACV, la

méthodologie MFA n'est pas standardisée ou normée donc la méthode reste assez libre dans sa mise en œuvre.

Il s'agit de quantifier à la fois la quantité de matière séparée, mais aussi de représenter le taux de captage et donc l'efficacité du tri. Les résultats obtenus sont directement exploitables pour la modélisation de l'Inventaire de cycle de vie. La MFA est donc nécessaire pour construire la représentation ACV. Les résultats sont aussi utilisés pour le calcul de certains paramètres techniques issus de la vérification ETV que nous détaillons dans le chapitre 4. Enfin, cette approche MFA nous permet aussi de calcul les données économiques en lien avec l'approche comptable de l'évaluation LCC.

Dans le cas de l'évaluation environnementale du recyclage des câbles chez MTB, l'unité fonctionnelle traduit une approche centrée sur la production d'un produit principal d'aluminium haute pureté. Cependant, l'outil MFA nous permet d'obtenir une vision filière qui sera nécessaire lors de la comparaison des scénarios de recyclage.

3.1.1.2 Présentation des résultats de l'évaluation MFA

Le recyclage des câbles en aluminium au sein de l'usine MTB de Trept s'articule autour de quatre phases de transformation : prébroyage, granulation, affinage mécanique et séparation des plastiques. Les phases de prébroyage et de granulation mélangent les trois familles de méta-processus. Alors que les phases d'affinage et de séparation des plastiques regroupent uniquement des méta-processus de séparation et manutention sans processus de broyage. Pour cette représentation, nous ne considérons que les opérations de traitement réalisées au sein de l'usine de Trept.

Ces quatre phases de transformation permettent d'obtenir onze flux sortants qui sont pour certains mutualisés, pour aboutir à huit flux de matières issus des différents processus de recyclage. L'ensemble de ces flux de matières sont représentés sur la figure 3-2 avec les proportions associées. Nous nous basons sur le flux de la période 2009-2014 et nous exprimons l'ensemble des compositions en proportions relatives par des pourcentages.

Chaque phase regroupe plusieurs processus de recyclage, nous n'avons représenté seulement les phases de séparation sur la figure 3-2. Pour plus de détails sur les étapes du processus, la modélisation complète commune à l'analyse MFA et ACV est présentée dans l'annexe 5. De même, l'annexe 7 présente des photos des déchets entrants ainsi que des flux sortants.

Cette représentation des flux permet de noter l'importance des coproduits au regard de la production de grenaille d'aluminium dans ce scénario de recyclage. En effet, pour garantir une pureté optimale du flux il est nécessaire de limiter au maximum la contamination du flux d'aluminium. La ligne de recyclage de l'aluminium chez MTB permet de produire trois qualités d'aluminium divisé en quatre sorties de conditionnement. Les deux premières qualités (A et B)

sont des productions d'aluminium garanties pures à plus de 99,6 % sans plastiques. La seule différence se fonde sur la granulométrie des grenailles. La troisième qualité d'aluminium est séparée du mélange de plastiques. Il s'agit d'un aluminium pur à 97 % en mélange avec 10 à 50 % de plastique.

Le rendement (paramètre de performance présenté dans le tableau 4-3) de la ligne traduit la capacité de l'unité de recyclage à récupérer l'ensemble des quantités de matériaux présents initialement dans le câble. Cette information est extrêmement pertinente, car elle permet de quantifier le taux d'efficacité globale (basé sur la captation, présentée sur la figure 4-19) des technologies séparatives de la ligne. Nous n'avons pas calculé le rendement de la ligne, car cette information demande de connaître avec précision la composition du flux entrant, or la ligne ne traite pas des flux homogènes de câbles. Cependant, nous avons estimé la pollution de l'aluminium par la ligne de traitement à 0,01 %, c'est-à-dire que la pureté de l'aluminium entrant est réduite de 0,01 % au cours du traitement.

La qualité en entrée et en sortie dans le cas du procédé de recyclage chez MTB est équivalente, il n'y a donc pas de notion de sous-cyclage. Sans modification de la qualité par le processus de recyclage, les propriétés de la matière ne sont pas altérées, ce qui permet de garder un niveau de qualité de l'aluminium équivalent pour conserver les fonctionnalités du matériau. Toutefois, il est important de noter que le flux d'aluminium recyclé par MTB avec un haut niveau de pureté est majoritairement régénéré en mélange avec d'autres flux d'aluminium primaire ou secondaire moins purs. Ce mélange s'apparente à une dilution qui ne permet pas de garantir le niveau fonctionnel initial inhérent à la pureté de l'aluminium utilisé dans les câbles.

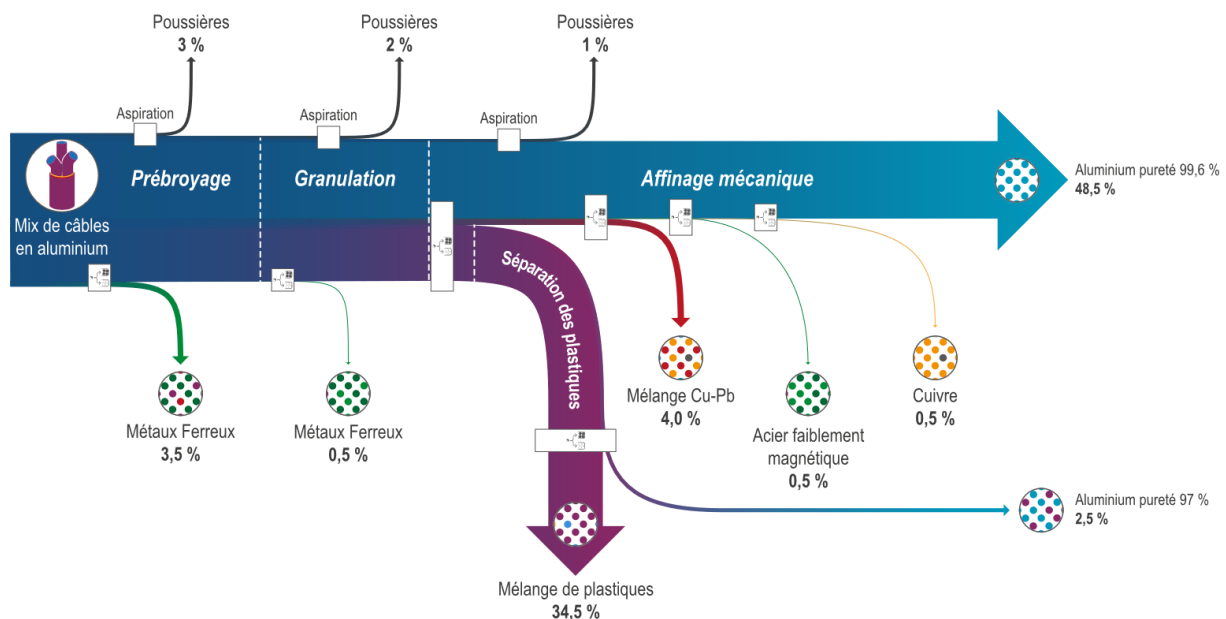


Figure 3-2 Décomposition des flux de matières du scénario de recyclage des câbles chez MTB

3.1.2 ACV du recyclage de câbles en aluminium

La même modélisation des flux (annexe 5) sert de base pour la modélisation ACV du scénario de recyclage. Le périmètre est élargi aux opérations de logistique amont, ces opérations sont exclues de l'évaluation MFA, car elles ne comportent pas de modification du flux de matière. Les précisions sur la modélisation sont consignées dans un rapport d'analyse complet tel que régi par l'Organisation internationale de normalisation pour un rapport public incluant une affirmation comparative.

3.1.2.1 *Cadre de l'étude et objectifs de l'ACV aluminium*

Les travaux de R&D conduits par l'entreprise MTB ont permis de repenser le procédé d'affinage des matériaux non ferreux. Ces recherches ont permis de mettre au point une chaîne de recyclage qui permet de substituer une fusion par une succession de procédés mécaniques pour atteindre un niveau de pureté et une qualité équivalente au moyen de production traditionnelle de l'aluminium de première fusion.

L'objectif de l'évaluation environnementale est de comparer la production d'aluminium recyclé chez MTB avec deux autres systèmes de production. L'analyse a été divisée en deux approches. D'une part la caractérisation environnementale du procédé d'affinage mécanique de l'aluminium pour en définir les leviers d'amélioration. La construction de ce modèle de recyclage était le prérequis de la comparaison en seconde approche. Cette seconde approche a pour but d'évaluer les impacts environnementaux potentiels associés aux différents modes de production d'aluminium puis de hiérarchiser les scénarios de recyclage. Nous avons retenu deux autres systèmes susceptibles de respecter les mêmes exigences de performances techniques que la solution développée par MTB.

La comparaison permet d'évaluer trois systèmes de production d'aluminium. Le premier système correspond à la production d'aluminium au travers du procédé dit de première fusion. Il s'agit du scénario de production initiale, qui utilise l'alumine extraite des ressources minières en bauxite. Le second système correspond à un recyclage traditionnel à l'aide d'un procédé d'affinage par fusion. Ce procédé permet de réaliser un affinage à chaud des différents métaux. Le troisième système correspond au procédé de recyclage et d'affinage MTB. La figure 3-3 présente le champ de l'étude et le périmètre associé pour la modélisation ACV.

Une analyse d'inventaire intensive a été conduite en interne menée en collaboration avec le cabinet de conseil EVEA. Les données de premier plan sont basées sur des mesures et sur des entretiens avec les acteurs de la chaîne de valeur du scénario de recyclage. Les données de second plan sont issues de la base de données Ecoinvent 3.1 ou de la littérature pertinente. Comme indiqué sur figure 3-3, les coproduits sont inclus dans le calcul des impacts environnementaux, mais aucun avantage du recyclage des coproduits n'est intégré dans l'étude pour rester cohérent avec la modélisation Ecoinvent.

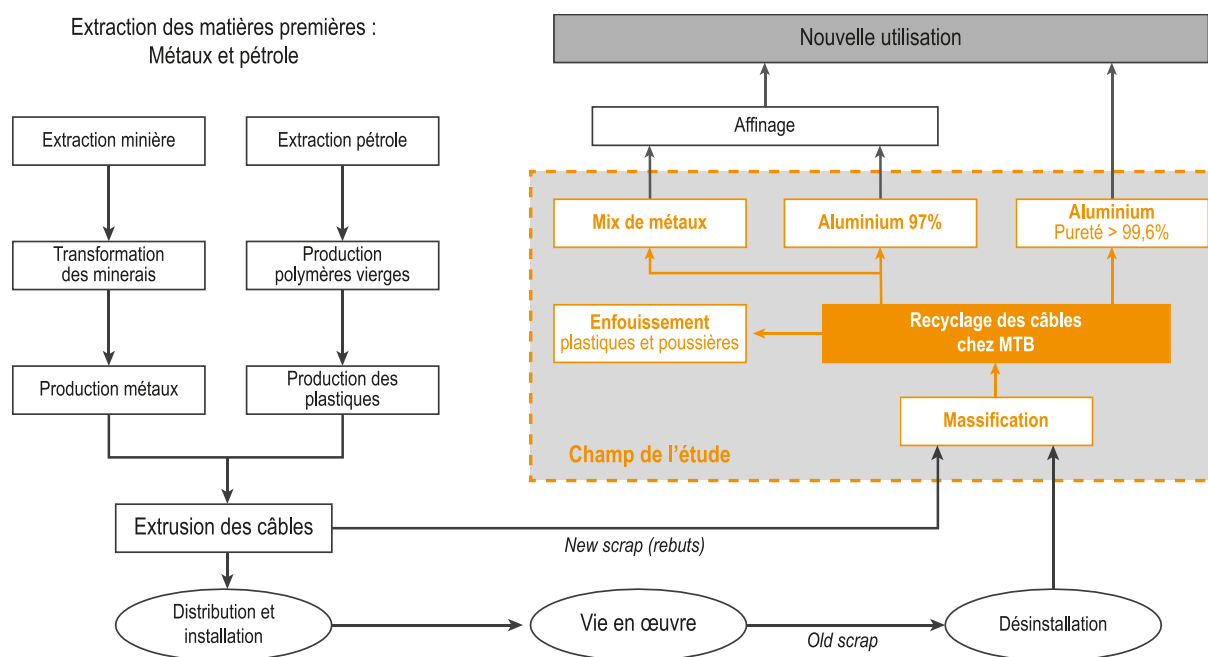


Figure 3-3 Présentation des principales étapes du cycle de vie des câbles et champ de l'étude ACV associé

3.1.2.2 Champ de l'évaluation environnementale

L'étude se positionne sur la comparaison des méthodes de production d'aluminium telle que présentée sur la figure 3-4. Il s'agit d'étudier la transformation de matières premières de quantité et variété différente pour obtenir de l'aluminium. Pour les systèmes 2 et 3, la matière première est issue de différentes filières de déchets. L'hétérogénéité des filières d'approvisionnement implique que la quantité et qualité des matières entrantes soient différentes en fonction des scénarios. En revanche, les 3 systèmes permettent chacun de produire un produit fini aux qualités équivalentes que nous définissons dans l'unité fonctionnelle.

L'unité fonctionnelle retenue permet de se concentrer sur les étapes de production et la comparaison des différentes chaînes de recyclage utilisées en Europe :

Produire une tonne d'aluminium destinée à des applications end-user, avec une pureté > 97 % à l'aide de technologies industrielles actuelles (traitement entrant >10 000 t/an) localisées en Europe.

Le périmètre de la modélisation des scénarios pour l'analyse environnementale est donné sur la figure 3-4. Les systèmes 2 et 3 restent très proches dans les premières étapes de broyage et le tri préliminaire. La valeur ajoutée du procédé MTB réside dans les dernières étapes d'affinage qui s'affranchissent de la fusion. La différence entre ces trois systèmes de production se matérialise aussi par une présentation différente du produit fini : en lingots pour les scénarios 1 et 2 alors que l'aluminium recyclé du système 3 se présente sous forme de grenaille.

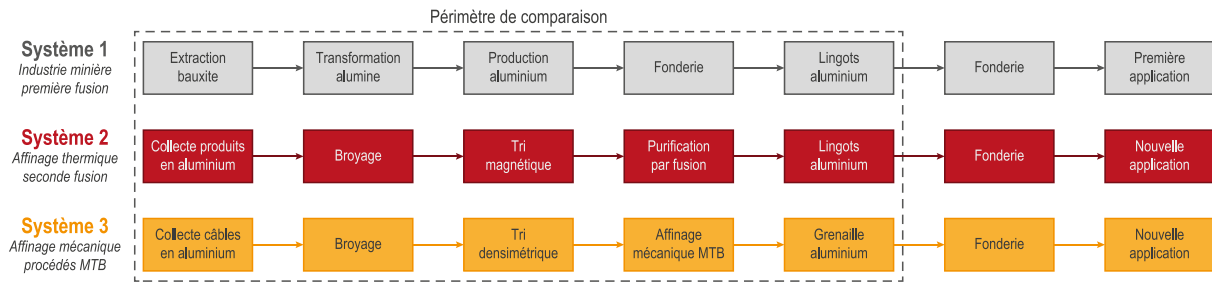


Figure 3-4 Comparaison des périmètres des trois systèmes de production de l'aluminium

3.1.2.3 Modélisation des systèmes comparés

Cette étude compare deux systèmes de modélisation différents. Les systèmes 1 et 2 utilisent les données de premier plan disponibles dans la bibliothèque Ecoinvent sans aucune modification. Les systèmes de référence (1 et 2) font référence à la consommation moyenne d'aluminium en Europe occidentale. La modélisation Ecoinvent utilise des données issues de la technologie moyenne disponible sur le marché pour l'Europe occidentale (Weidema et al., 2013). Pour le système aluminium primaire européen (1) les données ont été construites sur la base des données collectées par l'Institut International de l'Aluminium (IAI, 2013). Le système de recyclage par fusion (2) repose sur les informations collectées par l'EAA (Althaus et al., 2009). Pour ces deux systèmes, les données ont été regroupées dans la base de données Ecoinvent 3.1 (Ruiz Moreno et al., 2014).

Le système de recyclage mécanique MTB (3) a été modélisé à l'aide de données spécifiques provenant de l'usine de Trept. Le système 3 utilisant les données Ecoinvent comme données d'arrière-plan pour construire la modélisation de la filière de recyclage mécanique chez MTB, les données de l'inventaire ont été réalisées à l'aide des recommandations du JRC (Institute for Environment and Sustainability, 2010b). La méthode de collecte de données ne permet pas l'utilisation des résultats pour d'autres filières de recyclage de câbles. Les résultats ne sont que représentatifs des solutions de recyclage de câbles en aluminium développés par MTB.

Système 1 : aluminium primaire issu de l'extraction minière

Les étapes de production de l'aluminium primaire ont été présentées sur le schéma de la figure 2-11. L'aluminium est tiré de l'alumine par un procédé électrolytique qui s'effectue dans des cuves traversées par un courant continu à haute intensité. Les anodes sont fabriquées à partir de coke de pétrole et de brai liquide. Les anodes se consomment et doivent donc être remplacées environ tous les vingt jours (Société Chimique de France, 2013). Dans le bain électrolytique, le courant électrique passe de l'anode à la cuve et réduit les molécules d'alumine en aluminium et produit un mélange de gaz carbonés (CO et CO₂), à une température d'environ 950 °C.

Dans la modélisation de l'aluminium primaire, il existe deux types d'exutoires pour l'aluminium. Ils sont définis par la méthode de fabrication des produits finis ou semi-finis. Le terme *wrought alloy* (alliage forgé) est utilisé pour la désignation de produits semi-finis en

aluminium obtenu par forgeage. Ce terme regroupe les alliages d'aluminium avec une concentration en éléments d'alliage comprise entre 1 et 10 %. Parmi les éléments d'alliages, nous retrouvons le plus souvent le manganèse, le magnésium, le silicium, le cuivre et le zinc. Le terme *cast alloy* (alliage moulé) correspond aux produits moulés à chaud avec une concentration en éléments alliages jusqu'à 20 % principalement le silicium, le magnésium et le cuivre. Pour répondre à l'unité fonctionnelle de l'évaluation environnementale, nous limitons la modélisation à l'étape amont de production des lingots purs sans éléments d'alliages.

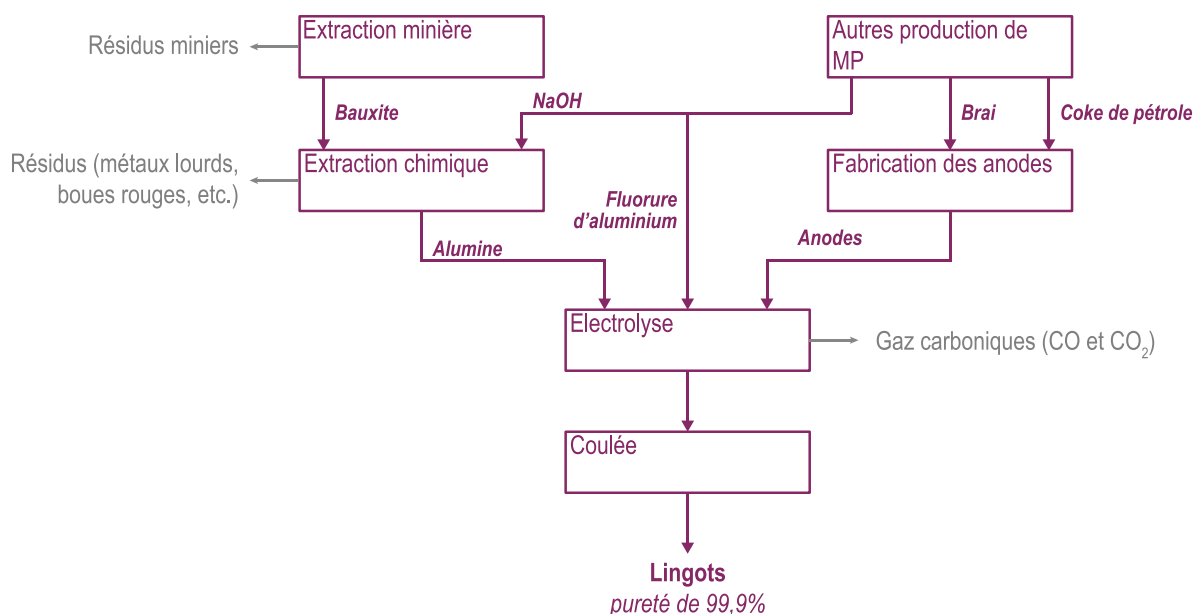


Figure 3-5 Limites du système de production d'aluminium primaire (EAA, 2008)

Le système 1 se base sur la modélisation de référence pour la production de l'aluminium primaire et utilise la donnée sans modification de la BDD Ecoinvent v 3.1 : *Aluminium, primary, ingot {UN-EUROPE} | production | Alloc Rec, U*. Ce modèle de production est issu des données collectées par l'Institut International de l'aluminium (IAI, 2013). Pour construire la modélisation, l'IAI utilise une méthode de collecte anonyme. Ainsi nous ne pouvons pas connaître l'identité des sites de production pris en compte dans l'inventaire du cycle de vie.

L'étude est divisée en plusieurs zones géographiques, les résultats sélectionnés sont ceux représentatifs de la zone européenne. Les données d'inventaire de cycle de vie relative à l'aluminium primaire se basent sur la production de l'aluminium en Europe, les pays producteurs concernés sont présentés sur la carte de la figure 3-6, ci-dessous. Les lieux de production de l'aluminium primaire sont majoritairement localisés dans des zones où l'énergie est bon marché et abondante, notamment en Norvège et en Islande qui dispose de nombreux barrages hydroélectriques et de gisements de géothermie. Résultat, le mix électrique de production de l'aluminium primaire est issu à 80 % de ressources renouvelables (tableau 3-4).

La modélisation du système 1 ne correspond pas à un scénario de recyclage, la caractérisation des impacts environnementaux de ce système ne sert que de référence à la comparaison des processus de recyclage.



Figure 3-6 Carte des pays inclus dans la modélisation de l'aluminium primaire

Système 2 : affinage thermique de l'aluminium

Comme expliqué par Huber et al. (2009), seule l'association européenne de l'aluminium a mené une évaluation environnementale afin de fournir des données génériques sur les processus de production et de transformation de l'aluminium, basées sur un inventaire de données robustes. Ces travaux, bien que centrés principalement sur la production d'aluminium en Europe, fournissent également des résultats pour le reste du monde dont la production peut être importée en Europe. De plus, l'IAI (2013) se concentre principalement sur la production d'aluminium primaire et omet le champ d'application de l'aluminium secondaire, qui n'est traité que par EAA.

Le système 2 de recyclage conventionnel fournit la modélisation de la solution traditionnelle de recyclage de l'aluminium par fusion. Ce système regroupe une première étape de broyage mécanique puis des étapes de séparation mécanique avant d'effectuer une étape de purification thermique par fusion. Cette dernière étape est réalisée par les affineurs de métaux. Les premières étapes peuvent être réalisées par des recycleurs organisés selon le modèle du ferrailleur, présenté dans la section 2.1.1, du chapitre 2. Comme le système 1, de production minière de l'aluminium, le système 2 est basé sur les valeurs moyennes des fonderies européennes. Les données ont été compilées par l'association européenne de l'aluminium (EAA, 2010) et fournies dans la base de données Ecoinvent (Ruiz Moreno, 2014).

La collecte des déchets n'est pas incluse dans le système 2, seul le transport à partir du point de massification et de l'installation de traitement des déchets est inclus dans la modélisation. Les déchets d'aluminium parcourent 322 km (20 km par voie fluviale, 109 km en train et 193 km par la route). Le mix électrique utilisé dans la modélisation est équivalent au mix électrique fourni par le réseau européen des gestionnaires de réseau de transport

d'électricité (ENTSO-E). Il s'agit principalement des combustibles fossiles (48,3 %), de l'énergie nucléaire (28,1 %) et des énergies renouvelables (23,6 %) (ENTSO-E, 2015).

La figure 3-7 présente le recyclage de l'aluminium tel que modélisé dans l'ensemble de données Ecoinvent. La modélisation est divisée en cinq étapes : quatre étapes de séparation mécanique et une étape thermique. L'étape de déchiquetage consiste à réduire la taille du matériau pour atteindre une granulométrie de 15 à 30 mm. Les séparations mécaniques effectuées dans le cadre du système 2 sont des séparations grossières. Les usines des ferrailleurs ont des équipements pour traiter une grande quantité de déchets sans garantie de qualité. Ils sont conçus uniquement pour préparer la fusion et non pour purifier l'aluminium. Par conséquent, l'objectif est de réduire la quantité d'éléments plastiques et ferreux, sans toutefois éliminer complètement ces pollutions du flux de déchets.

Dans la base de données Ecoinvent, deux collectes de données sont disponibles. Une collecte de données a été effectuée pour les rebuts de production (*new scrap*) et l'autre pour les déchets post-consommation (*old scrap*). Pour le système 2, les processus utilisés pour recycler les rebuts de production et les déchets post-consommateurs ne sont pas identiques. Les rebuts de production subissent généralement moins d'étapes de séparation dès lors que ce flux de produit est moins mélangé que les déchets post-consommateurs. Aussi, certains rebuts de production de câbles ne sont pas encore extrudés. La logistique amont est également différente, car certains des déchets sont recyclés directement sur les installations de production. Pour l'étude, la proportion entre les rebuts et les déchets est basée sur des données européennes compilées par l'International Aluminium Institute (IAI, 2014). En 2013, les déchets post-consommateurs représentaient 46,3 % de l'aluminium recyclé en Europe et les rebuts, 53,7 %.

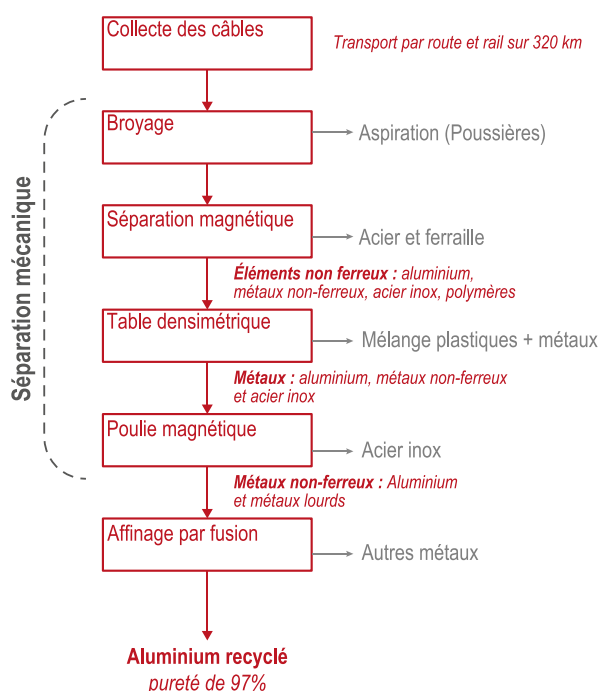


Figure 3-7 Limites du système de recyclage par fusion des câbles en aluminium (adapté de Bertram et al., 2006)

Après le processus d'affinage, deux sorties sont possibles : aluminium forgé ou coulé. Pour l'étude, le choix s'applique à l'aluminium forgé, car il présente une pureté suffisante requise par l'unité fonctionnelle (97 %). En effet, l'aluminium coulé correspond majoritairement à des pièces nécessitant un grand nombre d'éléments d'alliages. Les données choisies pour l'étude sont *Aluminium, wrought alloy {RER} | Secondary, production mix*. La modélisation Ecoinvent ne prend pas en compte les coproduits séparés lors du processus de recyclage.

Système 3 : recyclage mécanique MTB

Pour présenter à la fois les avantages de l'affinage mécanique et les résultats spécifiques obtenus dans l'usine de recyclage MTB implantée à Trept (Isère, France), nous avons divisé le système 3 en deux scénarios. Le scénario 3a correspond à la modélisation utilisant le même mix électrique que le scénario 2, c'est-à-dire le mix électrique ENTSO-E. Le scénario 3a correspond à une usine de recyclage MTB installée aléatoirement en Europe. Les processus de recyclage du système 2 et le scénario 3a sont comparés rigoureusement avec le même périmètre. Le scénario 3b correspond à la modélisation utilisant le mix d'électricité renouvelable spécifiquement utilisé par l'usine de recyclage de MTB. Dans le cas du scénario 3b, il s'agit de comparer l'aluminium recyclé chez MTB aux autres aluminiums recyclés en tenant compte du contexte spécifique de l'usine de MTB. Les scénarios 3a et 3b en faisant varier le mix électrique sont des spatialisations qualitatives du système de recyclage MTB.

MTB Recycling a fait le choix de s'approvisionner exclusivement en énergie renouvelable pour son usine de recyclage. L'électricité provient presque exclusivement de l'énergie hydroélectrique (96,92 % des réservoirs alpins et 2,4 % du cours d'eau). Le reste de l'électricité provient des installations de valorisation énergétique des déchets (0,51 %) et des installations de cogénération (0,17 %) selon les données de Powernext (2014).

Lors des étapes de recyclage des câbles chez MTB (figure 3-8), les différentes étapes de séparation produisent des coproduits, principalement des plastiques et d'autres métaux. À l'exception des plastiques considérés comme des déchets, les autres coproduits ne sont pas inclus dans l'étude : leur impact sur l'environnement est considéré comme nul. Bien que ces coproduits soient recyclés, l'impact total des étapes de séparation est transféré à la production d'aluminium recyclé. Une analyse de sensibilité a été réalisée sur la méthode d'allocation et les résultats montrent que les limites utilisées pour le système 3 maximisent l'impact de l'aluminium produit par la filière de recyclage chez MTB (Stamp, Althaus, et Wäger, 2013).

Nous présentons sur la figure 3-8 les limites du système utilisées pour la modélisation du cycle de vie de la filière de recyclage des câbles en aluminium à l'usine MTB. Les limites utilisées pour les scénarios MTB sont basées sur les limites de la modélisation Ecoinvent. Pour le système MTB, la répartition entre les câbles post-consommation (54 %) et les nouvelles chutes (46 %) est inversée par rapport au système 2. Toutefois, la ventilation entre les anciennes et les nouvelles chutes n'a aucune influence sur les étapes de recyclage suivies à l'usine de MTB. Toutes les étapes du transport sont effectuées par la route en camion de

différents types. Les distances de transport considérées sont de l'ordre de 540 km pour les déchets post-consommation et 510 km pour les rebuts de production. La qualité intrinsèque de l'aluminium recyclé atteint au moins 99,6 % de la pureté de l'aluminium.

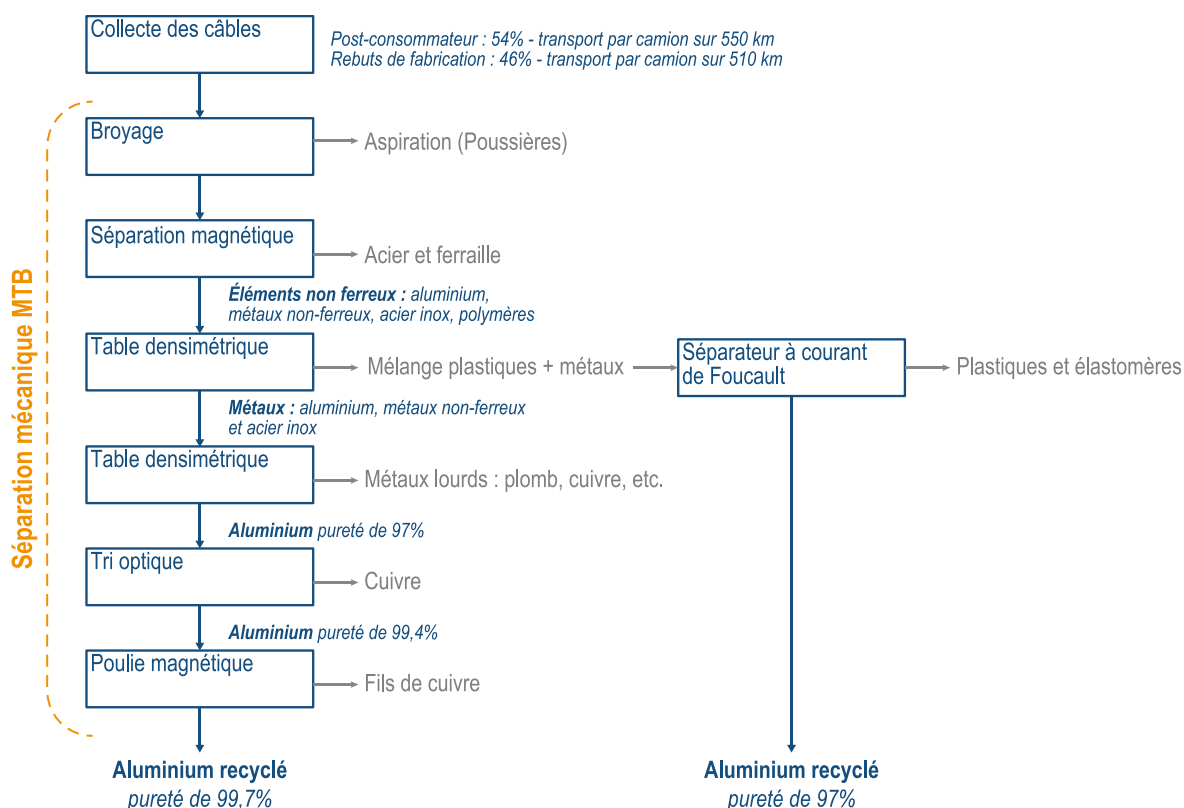


Figure 3-8 Limites du système de recyclage mécanique des câbles en aluminium chez MTB (Grimaud, Perry, et Laratte, 2017a)

La principale différence entre les systèmes 2 et 3 est située dans la seconde moitié du graphique de la figure 3-8, comme le montre l'Annexe 6. Le recyclage mécanique des câbles en aluminium commence par leur broyage. Nous présentons sur la figure 3-9 le prébroyage de câbles chez MTB. Sur la ligne de recyclage des câbles aluminium chez MTB, le broyage est effectué pour obtenir des particules homogènes d'une taille comprise entre 5 et 7 mm, une étape de granulation est donc nécessaire en complément de la première étape de broyage. Au total, la réduction de taille se fait en quatre étapes : deux étapes de broyage et deux étapes de granulation.

Entre chaque étape de broyage, des aimants sont positionnés pour capturer des éléments ferreux. Après le broyage, les étapes de séparation mécanique et optique sont configurées de façon à maximiser la pureté de l'aluminium. L'aluminium recyclé pur à 97 % est considéré comme un coproduit et n'entre pas dans le champ de l'évaluation environnementale. Dans notre évaluation environnementale, l'ensemble des impacts sont alloués à l'aluminium recyclé d'une pureté de 99,7 %. Par conséquent, les coproduits présentent un impact nul.



Figure 3-9 Visualisation du prébroyage des câbles chez MTB

3.1.2.4 Méthodologie de l'étude ACV des câbles en aluminium

La méthodologie de calcul d'impact ILCD 2011 version 1.05 (JRC - Institute for Environment and Sustainability, 2012) a été utilisée pour la comparaison des scénarios de recyclage. La méthode de calcul MidPoint a été utilisée pour le calcul des impacts potentiels, avec une approche hiérarchiste (H), c'est-à-dire sur une période de 100-200 ans. L'avantage de cette méthodologie est de regrouper l'ensemble des fonctions de calcul recommandées par la Commission européenne dans l'ILCD Handbook (JRC - Institute for Environment and Sustainability, 2010b) et validées pour leurs représentativités scientifiques. Cette méthode de calcul est préconisée par l'ADEME et l'AFNOR (AFNOR, 2009) sur les recommandations de l'Europe (European Commission, 2013 ; European Commission, 2014) ; pour l'évaluation de l'impact du cycle de vie et plus particulièrement pour l'affichage environnemental.

Deux modifications sur les fonctions de calculs ont été réalisées. La première concerne les indicateurs de toxicité humaine avec et sans effets cancérogènes. Afin d'augmenter l'exhaustivité des résultats, nous avons utilisé la dernière version de la méthode de calcul USEtox. Ces indicateurs ne sont pas communiqués dans la méthodologie proposée, mais ils ont été utilisés pour cette première ACV.

La seconde modification porte sur l'indicateur d'épuisement des ressources en eau. Nos premiers calculs ont fait apparaître plusieurs anomalies. Ces anomalies sont toutes liées à la représentation du transport qui fait intervenir le mix électrique d'Arabie Saoudite avec la fonction de calcul Ecoscarcity (Frischknecht, Steiner, et Jungbluth, 2009). Un impact négatif était observé lors du transport. Par conséquent, l'utilisation intensive du transport routier induit une réduction de l'épuisement des ressources en eaux ce qui est un non-sens.

Nous avons changé la fonction de caractérisation par la fonction Water scarcity v1.01 proposée par Pfister, et al. (2009). La méthode proposée par Pfister offre un bon niveau de caractérisation et sa recommandation par la communauté scientifique (JRC - Institute for Environment and Sustainability, 2010b) justifie ce choix. Toutefois, cet indicateur n'a pas été retenu parmi la sélection d'indicateurs communiqués dans la phase de conception.

3.1.2.5 Choix des indicateurs d'impact environnementaux

En amont de cette première évaluation environnementale, les indicateurs d'impact n'étaient pas définis comme présentés dans la section 4.2.4.4 du chapitre 4. Cette première étude nous a permis de valider nos choix. C'est pourquoi nous présentons dans cette section une sélection d'indicateurs plus large que dans le chapitre 4.

Tableau 3-1 Indicateurs environnementaux emblématiques et méthodes de calculs associées retenues pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles

Catégorie d'impact	Niveau	Unité	Méthode
Changement climatique	I	kt eq.-CO ₂ ou kg eq.-CO ₂	IPCC, 2007
Destruction de la couche d'ozone	I	Kg eq.-CFC-11	WMO, 1999
Émission de particules inorganiques	I	Kg eq.-PM2.5	Modèle RiskPoll (Rabl and Spadaro, 2004, Greco et al 2007)
Toxicité humaine (sans effets cancérogènes)	II/III	Années DALY (Disability Adjusted Life Years)	Huijbregts et al., 2010
Épuisement des ressources naturelles non renouvelables	II	Kg eq.-Sb	Van Oers et al., 2002
Indicateur d'épuisement des ressources en eaux	III	m ³	Pfister, et al. 2009

Niveau I : recommandé et satisfaisant ; **Niveau II** : recommandé, mais ayant besoin de quelques améliorations ; **Niveau III** : recommandé, mais à appliquer avec prudence et **Interim** indique qu'une méthode était considérée comme la plus prometteuse parmi d'autres pour la même catégorie d'impact, mais qu'elle n'était pas encore mûre pour être recommandée.

Le choix des indicateurs a été réalisé d'une part en accord avec des indicateurs emblématiques et d'autre part avec des indicateurs en lien avec notre sujet d'étude. Cette sélection a été validée par l'étude des graphiques normalisés. Les indicateurs d'impacts

reconnus comme indicateurs emblématiques sont recommandés de manière générale pour les ACV. Pour l'évaluation du recyclage de l'aluminium, nous avons retenu six indicateurs emblématiques présentés dans le tableau 3-1. Ces indicateurs sont faciles à interpréter et donnent une tendance générale pour les scénarios étudiés.

En plus de l'indicateur d'épuisement des ressources fossiles et minières, nous avons sélectionné quatre indicateurs supplémentaires qui apparaissent comme indispensables compte tenu du secteur de l'étude, ces indicateurs sont listés dans le tableau 3-2.

Tableau 3-2 Indicateurs environnementaux en accord avec le sujet traité et les méthodes de calculs associées retenues pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles

Catégorie d'impact	Niveau	Unité	Méthode
Radiations ionisantes, santé humaine	II	kq U235-eq	Frischknecht et al 2000-
Acidification	II	molc H ⁺ -eq	Seppala et al 2006, Posch et al 2008
Écotoxicité aquatique (eaux douces)	II/III	CTUe	Rosenbaum et al 2008
Pollution photochimique	II	kg NMVOC-eq	Van Zelm et al 2008 comme appliqué dans ReCiPe2008

Niveau I : recommandé et satisfaisant ; **Niveau II** : recommandé, mais ayant besoin de quelques améliorations ; **Niveau III** : recommandé, mais à appliquer avec prudence et **Interim** indique qu'une méthode était considérée comme la plus prometteuse parmi d'autres pour la même catégorie d'impact, mais qu'elle n'était pas encore mûre pour être recommandée.

L'utilisation des graphiques normalisés de la méthodologie de calcul ILCD nous a permis de valider notre jeu d'indicateurs. La représentation normalisée fait apparaître un fort impact sur les indicateurs d'eutrophisation aquatique (eaux marines et eaux douces). L'analyse d'incertitudes fait apparaître de fortes incertitudes sur l'indicateur d'eutrophisation aquatique, eaux marines pour l'ensemble des scénarios étudiés. C'est pourquoi nous avons fait le choix d'intégrer seulement l'indicateur d'eutrophisation aquatique, eaux douces (tableau 3-3). Le poids de cet indicateur dans la normalisation est largement dû à l'apport de cuivre dans l'aluminium secondaire. L'extraction du cuivre est consommatrice d'acide sulfurique, comptabilisé comme un élément participant à l'eutrophisation par les fonctions de calculs.

Tableau 3-3 Indicateurs environnementaux et méthodes associées retenus pour l'évaluation environnementale du recyclage des câbles ajoutés à la suite de l'observation des graphiques normalisés

Catégorie d'impact	Niveau	Unité	Méthode
Eutrophisation aquatique (eaux douces)	II	Kg P-eq	EUTREND model – Struijs et al 2009b

Niveau II : recommandé, mais ayant besoin de quelques améliorations.

3.1.3 Les résultats environnementaux obtenus

Les résultats de l'évaluation environnementale du procédé de traitement des câbles en aluminium ont fait l'objet de plusieurs publications (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016 a, 2016 b et 2017) nous présentons dans cette partie seulement un condensé de ces résultats.

3.1.3.1 Profil de la comparaison environnementale du recyclage de l'aluminium

Dans cette section, nous nous intéressons à la comparaison des différents systèmes de production et de recyclage de l'aluminium, la caractérisation des trois systèmes est présentée sur la figure 3-10. Même si cette étude compare deux systèmes de modélisation différents, les trois modélisations utilisent les mêmes frontières afin de permettre la comparaison, comme nous l'avons présenté sur la figure 3-4. Pour faciliter la lecture des résultats présentés dans la suite de cette section, nous résumons dans le tableau 3-4 les principales données d'inventaire du cycle de vie des trois systèmes.

Tableau 3-4 Résumé des principales données d'inventaire des trois systèmes comparés

Système	1	2	3a	3b
Nom	Aluminium primaire	Aluminium secondaire	Aluminium MTB, mix ENTSO-E	Aluminium MTB, mix renouvelable
Processus	Extraction minière	Affinage thermique	Recyclage mécanique	Recyclage mécanique
Pureté aluminium	98,9 %	97 %	99,6 %	99,6 %
Proportion déchets	-	46,3 %	54 %	54 %
Mix électrique	EAA	ENTSO-E	ENTSO-E	EDF Équilibre
- Nucléaire	8,7 %	28,1 %	28,1 %	0 %
- Fossile	11,3 %	48,3 %	48,3 %	0 %
- Renouvelable	80 %	23,6 %	23,6 %	100 %
Transport	11 413 km	322 km	≈ 526 km	≈ 526 km
- Route	336 km	193 km	526 km	526 km
- Rail	21 km	109 km	0 km	0 km
- Fluvial	11 056 km	20 km	0 km	0 km

Comme décrit dans la littérature (Bertram et al., 2006 ; EAA, 2013), le système 1 est significativement plus impactant sur l'ensemble du jeu d'indicateurs, à l'exception de l'indicateur d'eutrophisation – eaux douces où le recyclage de l'aluminium (système 2) est en tête. L'étude des arbres de contribution des processus a permis d'identifier l'apport d'éléments d'alliages lors du recyclage, comme le principal contributeur sur l'indicateur d'eutrophisation – eaux douces. Les éléments d'alliage sont nécessaires pour répondre à la demande de nuances d'aluminium standards. Le cuivre est le principal élément d'alliage contribuant à l'impact sur l'eutrophisation des eaux douces.

En effet, la chaîne de production de cuivre nécessite des résidus sulfuriques (Norgate, Jahanshahi, et Rankin, 2007). Cette étape contribue à hauteur de 96,4 % sur cette catégorie d'impact. Le poids de la contribution ce processus dans l'évaluation de l'impact du cycle de vie semble reposer sur une erreur de modélisation de la base de données Ecoinvent 3.1. Par la suite, nous avons choisi de ne pas considérer cette catégorie d'impact pour l'analyse des résultats pour établir nos conclusions. Cette modélisation dans Ecoinvent a été corrigée dans la version 3.3 de la base de données.

L'aluminium secondaire (système 2) atteint en moyenne environ 10 % des impacts environnementaux de l'aluminium primaire (système 1). Ces résultats correspondent à l'évaluation déjà réalisée et répondent aux valeurs données par le Bureau International du Recyclage (BIR, 2010) pour les avantages du recyclage de l'aluminium. Dans son rapport, le BIR estime que les gains sur l'indicateur de demande en énergie pour le recyclage de l'aluminium sont de 94 % par rapport à la production d'aluminium primaire. Il convient de noter que l'utilisation d'un mix électrique à haute teneur en carbone (ENTSO-E) pour le recyclage tend à réduire les gains une fois traduits en catégories d'impact environnemental.

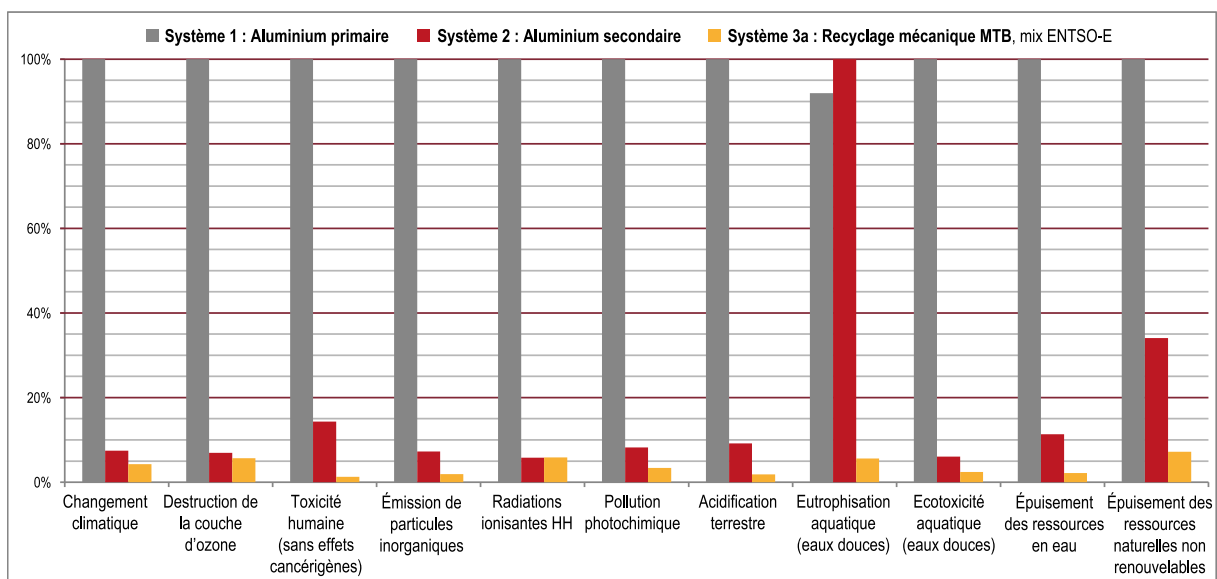


Figure 3-10 Résultats de la caractérisation environnementale des 3 systèmes de production de l'aluminium – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05

La contribution de cette première évaluation environnementale vise à fournir des données environnementales pour la comparaison du recyclage mécanique des câbles en aluminium avec le recyclage par fusion des produits en aluminium. Sur l'ensemble des indicateurs, l'aluminium MTB (scénario 3b) représente entre 2,5 % et 5 % des impacts environnementaux du système 1. Toutefois, cette comparaison n'est pas la plus pertinente, le poids environnemental du système 1 amenuise le poids des deux autres systèmes. La différence entre les systèmes 2 et 3 n'apparaît pas clairement sur la représentation graphique de la figure 3-10. Nous proposons une nouvelle représentation sur la figure 3-11 afin de comparer plus précisément les deux filières de recyclage.

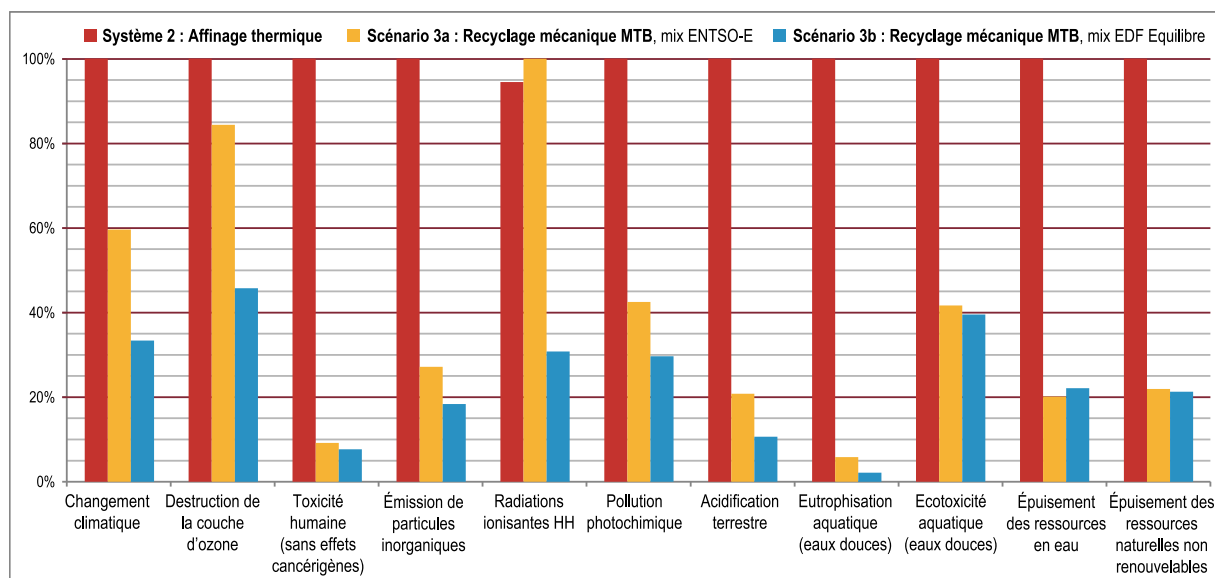


Figure 3-11 Résultats de la caractérisation des systèmes de recyclage de l'aluminium – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05

Les impacts environnementaux du scénario 3a représentent entre 5 % et 82 % des impacts environnementaux du système 2, à l'exception de la catégorie d'impact des rayonnements ionisants. Les résultats concernant la catégorie d'impact des rayonnements ionisants pour le scénario 3a sont liés à la consommation élevée d'électricité au cours des étapes de déchiquetage. En utilisant l'ENTSO-E, qui contient une grande partie de l'énergie nucléaire (28,1 %), la consommation d'électricité représente 70 % de la catégorie d'impact des rayonnements ionisants. Et le transport contribue à 21 %. La forte consommation d'électricité d'origine nucléaire contribue largement à l'impact de l'appauvrissement de la couche d'ozone.

En résumé, utiliser uniquement des étapes de séparation mécanique peut réduire de moitié l'impact environnemental du recyclage. Pour la comparaison de l'aluminium produit en utilisant le mix électrique spécifique, scénario 3b, le poids de l'impact environnemental ne dépasse pas celui du système 2. En outre, le poids de l'impact environnemental du scénario 3b représente entre 2 % et 46 % du recyclage par fusion sur l'ensemble des catégories d'impact. Grâce à la filière de recyclage chez MTB (scénario 3b), le poids de l'impact environnemental de l'aluminium recyclé est divisé par quatre sur l'ensemble des catégories d'impact.

Les résultats de la figure 3-11 nous permettent d'établir une hiérarchie environnementale entre les différentes filières de recyclage des câbles en aluminium. Quel que soit le mix électrique utilisé par l'usine de recyclage, le procédé de recyclage mécanique MTB est la voie la plus sobre. Cela démontre que le recyclage conduit sans perte de qualité est une alternative pertinente à l'exploitation minière. Ils montrent également la pertinence environnementale de l'approche de recyclage centrée sur le produit pour le recyclage des câbles. L'étude ACV a révélé que la filière de recyclage en boucle fermée (considérant les câbles en aluminium) avait un impact environnemental moindre par rapport aux autres filières de recyclage utilisant des

flux mixtes de déchets d'aluminium. Cette performance a déjà été démontrée pour les canettes d'aluminium (Lacarrière et al., 2015 ; Niero et Olsen, 2015).

3.1.3.2 Analyse d'incertitudes sur les scénarios de recyclage de l'aluminium

Une analyse d'incertitude a été conduite sur les trois systèmes, ainsi qu'une analyse d'incertitude comparative des systèmes de recyclage. Certaines valeurs des données du système 3 sont parfois basées sur des mesures empiriques et impliquant des hypothèses. Cette incertitude a été traitée durant l'agrégation des données du système 3, la matrice pedigree de Weidema (Weidema et Wesnæs, 1996) a été adapté au cas d'étude du scénario de recyclage de MTB. Cette modification doit nous permettre d'intégrer les biais intrinsèques à la comparaison d'un site industriel vis-à-vis d'une moyenne européenne (Leroy et Lasvaux, 2013). La distribution choisie est une distribution de type log-normale (Rebitzer et al., 2004).

Tableau 3-5 Présentation de la matrice pedigree adapté à la collecte des données du système de recyclage MTB

Score de qualité	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées basées sur des mesures ou relevés sur le site de Trept	Données vérifiées partiellement basées sur des hypothèses	Données non vérifiées partiellement basées sur des hypothèses	Estimation qualifiée (expert)	Estimation non qualifiée
Exhaustivité	Données représentatives de la ligne aluminium MTB de Trept	Données représentatives de l'ensemble des lignes MTB	Données représentatives pour les lignes MTB, mais non issues des procédés MTB	Données représentatives pour les lignes MTB, mais sur des installations plus anciennes	Représentativité inconnue ou données incomplètes provenant d'autres équipements
Corrélation temporelle	Moins de 1 an de différence avec l'année d'étude	Moins de 2 ans de différence	Moins de 5 ans de différence	Moins de 10 ans de différence	Âge des données inconnu ou plus de 10 ans de différence.
Corrélation géographique	Données du site de Trept	Données moyennes des sites français	Données de la zone Europe	Données d'une zone ayant des conditions similaires	Données d'une zone inconnue ou zone avec des conditions de production très différentes
Corrélation technologique	Données d'entreprises, de processus et de matériaux de l'étude	Données de processus et matériaux de l'étude, mais de différentes entreprises	Données de processus et matériaux, mais de différentes technologies	Données sur processus ou matériaux relatifs, mais de technologies identiques	Données sur processus ou matériaux relatifs, mais de technologies différentes
Taille de l'échantillon	Mesures en contenus sur le site	>20 sur le site ou sur une autre installation MTB	>10 sur une installation non MTB	≥3 sur site externe ou ≥2 sur le site de Trept	Inconnu

À partir de ces scores de qualité, l'analyse d'incertitudes a été réalisée en utilisant l'approche de Monte-Carlo avec 10 000 itérations et un intervalle de confiance de 95 %. Avec le mix électrique spécifique, l'incertitude entre les systèmes 2 et 3b ne dépasse pas 5 % sur

l'ensemble des indicateurs, à l'exception des indicateurs de toxicité humaine (8 %) et d'épuisement des ressources en eau (45 %).

La figure 3-12 présente les résultats de l'analyse d'incertitude entre les systèmes 2 et 3a avec un mix électrique équivalent. L'incertitude dépasse 3 % pour trois indicateurs : l'appauvrissement de la couche d'ozone (11 %), la toxicité humaine, les effets non cancérogènes (9 %) et l'épuisement des ressources en eau (45 %). Les résultats de ces trois indicateurs ont fait l'objet d'investigations supplémentaires pour identifier les sources d'incertitudes. En particulier pour l'indicateur d'épuisement des ressources en eau, qui présente une forte incertitude.

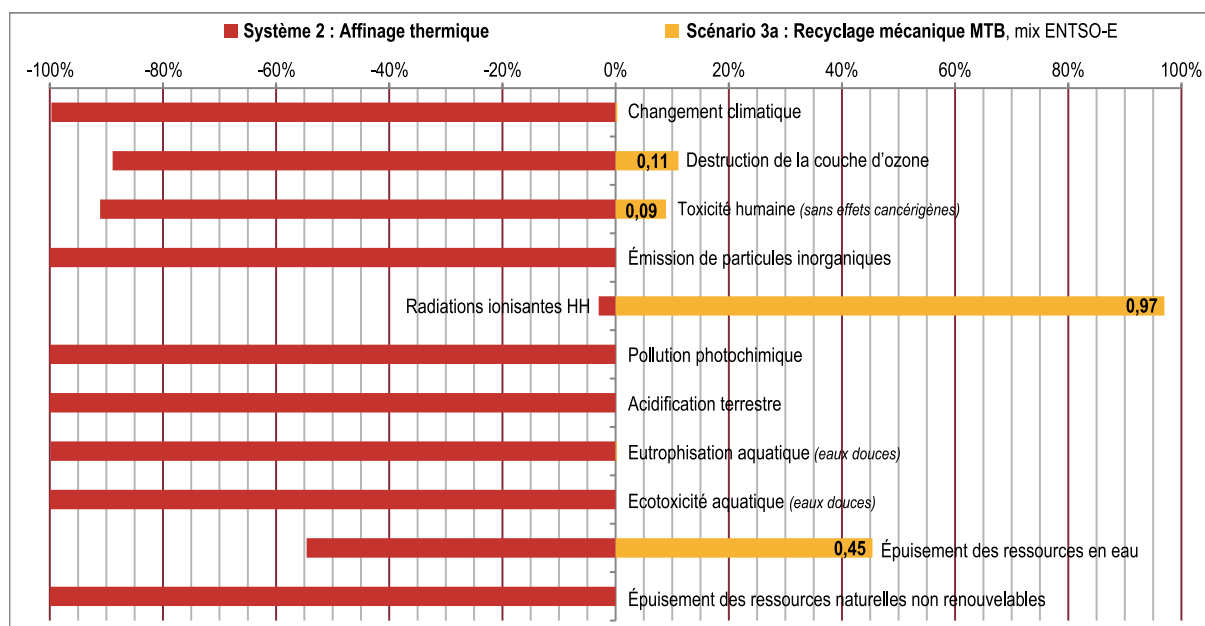


Figure 3-12 Analyse d'incertitudes sur les systèmes 2 et 3a, mix électrique équivalent – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05

Malgré ces quelques nuances, l'analyse d'incertitudes conduite démontre la robustesse de la modélisation du système 3 et nous permet de confirmer les conclusions de la caractérisation.

3.1.3.3 Profil de l'évaluation d'impact du système de recyclage MTB

Nous venons de le présenter, quel que soit le mix électrique utilisé par l'usine de recyclage, le procédé de recyclage mécanique MTB est le plus sobre. Dans cette section nous présentons les résultats de la caractérisation environnementale du système de recyclage mécanique MTB. La figure 3-13 montre les résultats pour la caractérisation du scénario 3b, c'est-à-dire l'aluminium recyclé dans l'usine MTB de Trept qui utilise de l'électricité verte.

Cette première caractérisation présente les résultats sans aucune optimisation. Les valeurs utilisées pour la représentation graphique sont données sur la figure. Sur l'ensemble des indicateurs, la contribution des étapes de recyclage MTB représente entre 11,4 % et

79,7 % de l'impact total. La moyenne sur les 11 indicateurs est égale à 36,1 % et la médiane à 33,0 % toujours pour les étapes de transformation conduites chez MTB. La part restante de l'impact est liée à la logistique amont, cette étape inclut le transport entre les lieux de massification et l'usine de recyclage située dans l'Isère. Les résultats montrent une très forte contribution du transport en amont pour la collecte des déchets à l'impact global du scénario 3b.

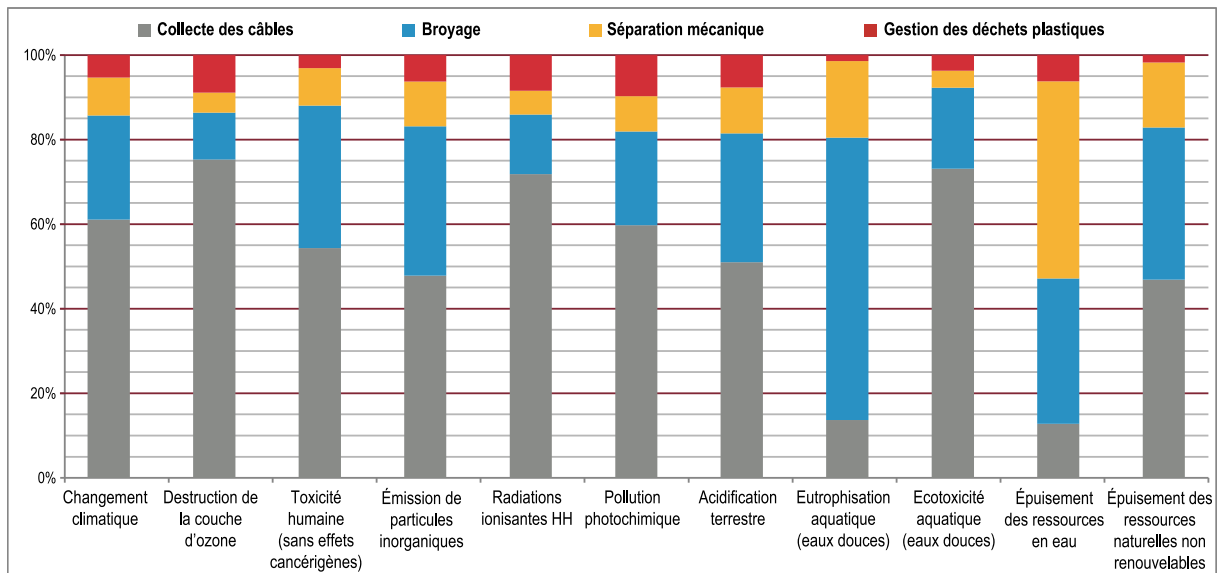


Figure 3-13 Caractérisation environnementale du scénario 3b, transport amont et mix électrique EDF Équilibre – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05

L'étape de broyage est le processus qui contribue le plus à l'impact global du scénario 3b sur l'ensemble des catégories d'impact. Bien que cette étape consomme beaucoup d'énergie, l'utilisation de l'alimentation hydroélectrique en limite fortement l'impact. En effet, la consommation d'électricité contribue en moyenne à hauteur de 10 % de l'impact environnemental des étapes de broyage. La part restante correspond au poids environnemental des consommables des processus de broyage. La spécificité des alliages utilisés pour les lames et les grilles de criblage implique l'utilisation de nombreux éléments d'alliage qui pèsent lourdement sur l'impact environnemental. En particulier sur l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces, comme expliqué pour le système 2 dans le paragraphe 3.1.3.1.

La catégorie d'impact d'épuisement des ressources en eau est singulière en ce sens que la production d'hydroélectricité a une très forte influence sur l'impact final de cette catégorie d'impact. Cette observation est due au facteur d'épuisement des ressources en eau utilisées pour la modélisation de second plan du processus de production hydroélectrique, dans la base de données Ecoinvent 3.1.

L'impact environnemental de la phase de séparation dans le système de recyclage MTB qui regroupe les étapes de tri mécanique est nettement inférieur à la phase de broyage. Les consommables de cette étape sont moins nombreux et les puissances mises en œuvre plus

faible. La consommation d'électricité est le principal contributeur au poids environnemental de cette phase. Les tables de séparation d'air comptent parmi les processus les plus consommateurs d'électricité au stade du tri mécanique.

La phase de séparation produit un flux de plastiques en mélange. Ce flux de plastiques est considéré comme un déchet, initialement enfoui dans des décharges. L'impact de ces déchets n'est pas négligeable, entre 5 et 10 % de l'impact final sur l'ensemble des catégories d'impact. Leur traitement a fait l'objet d'un projet de développement spécifique pour leur trouver une voie de valorisation.

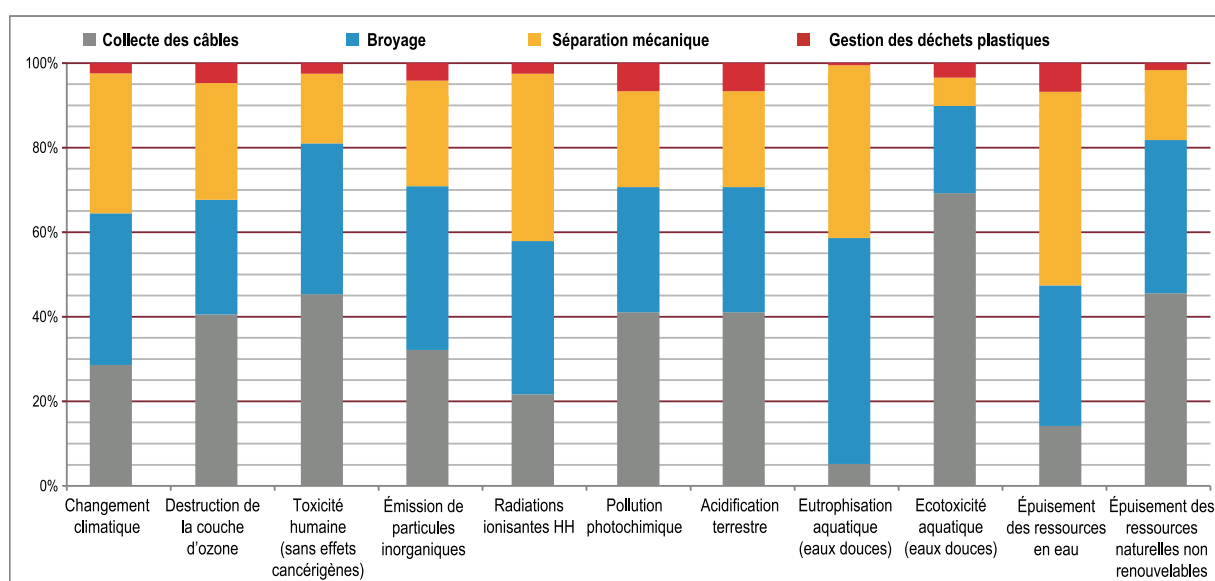


Figure 3-14 Caractérisation du scénario 3a, transport amont et mix électrique européen ENTSO-E – Méthode personnalisée ILCD 2011 midpoint+ V1.05

Pour le scénario 3a (système MTB utilisant le mix électrique ENTSO-E) le profil d'évaluation environnementale est présenté sur la figure 3-14. Dans cette caractérisation, toutes les étapes de recyclage de la filière MTB représentent en moyenne sur l'ensemble des indicateurs la moitié de l'impact total. Bien entendu, le changement de mix énergétique modifie la répartition et la hiérarchie des impacts environnementaux de chaque étape. La logistique amont devient moins contributrice sur l'ensemble du jeu d'indicateurs. Pour les étapes de broyage et de tri mécanique, la consommation d'électricité devient la principale source de l'impact environnemental. La consommation d'électricité ENTSO-E représente 80 % de l'ensemble des impacts environnementaux des processus de recyclage.

3.1.4 Les résultats de l'évaluation économique

Dans la section précédente, nous avons présenté les résultats de l'évaluation environnementale pour les scénarios de recyclage des câbles. Dans cette section nous proposons un résumé des résultats obtenus pour le volet économique. Les données économiques sont particulièrement sensibles, aussi, seules des données relatives peuvent

être présentées dans ce paragraphe pour garantir le secret industriel. Nous utilisons une LCC comptable afin d'évaluer la clé de répartition des coûts et bénéfices du système de recyclage des câbles chez MTB.

La répartition des coûts présentée sur la figure 3-15, ci-dessous permet de visualiser une nouvelle fois, la surreprésentation du transport dans l'évaluation économique de la solution. Ces résultats corroborent l'importance de la collecte dans les scénarios de recyclage, que nous avons présenté dans la section 2.2.3.3 du chapitre 2. Cette contribution du transport est d'autant plus importante pour ce modèle de filière spécifique à une typologie de produits (figure 2-17).

La contribution du transport est principalement liée à la distance parcourue par camion jusqu'à l'usine de recyclage. Le transport logistique en amont est inévitable, il est donc difficile de prévoir une réduction de cette distance, car les dépôts de massification sont très diffus sur le territoire de collecte. Et la localisation des usines est faite selon des contraintes économiques et de volumes. Surtout, les câbles sont des déchets volumineux et foisonnants, qui conduit à un chargement des camions contraint par le volume de déchets et non par la masse. Pour améliorer la logistique en amont, le volume de câbles de rebut pourrait être réduit afin de faciliter son transport. L'optimisation logistique est en cours en France.

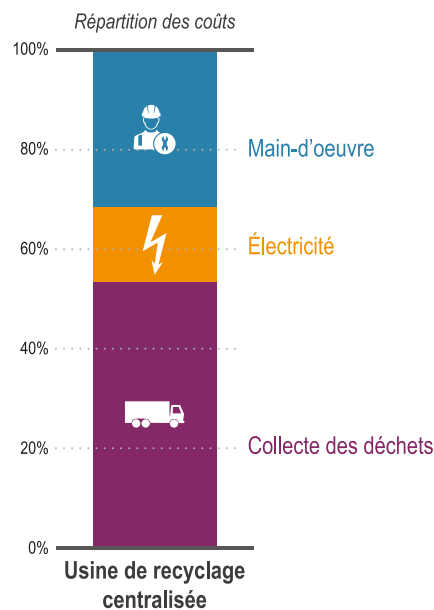


Figure 3-15 Répartition des coûts dans le système de recyclage centralisé des câbles en aluminium

3.1.5 Communication des résultats aux parties prenantes

La communication des résultats aux parties prenantes est cruciale pour permettre d'accompagner la prise de décision. Il nous semble important de disposer de deux volets de communication des résultats de l'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage (figure 3-16). D'une part vers les concepteurs pour améliorer la solution de recyclage proposée

et d'autre part, permettre la communication des résultats aux clients de solutions de recyclage. Nous revenons dans la section 3.2 sur le premier volet de communication en interne à destination des équipes techniques. Dans la section 3.1.5, nous revenons sur la communication et la visualisation des résultats à destination des clients.

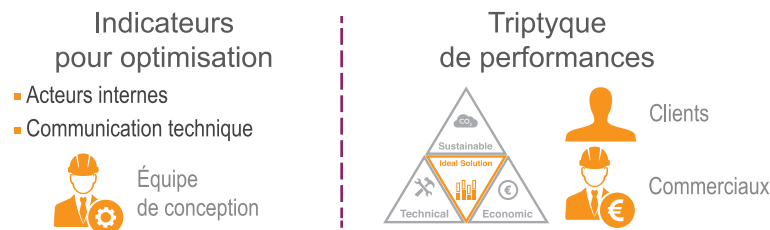


Figure 3-16 Représentation des deux volets de communication des résultats de l'évaluation des scénarios de recyclage

3.1.5.1 Construction de l'Écoprofil environnemental

La visualisation des résultats économiques et techniques est déjà bien intégrée dans l'entreprise. Les données techniques au même titre que les données financières sont résumées sous forme de tableaux dans la proposition commerciale. À l'opposé, les données environnementales ne sont pas intégrées dans la proposition de l'équipe commerciale. Nous avons donc travaillé avec les équipes internes chez MTB et les différents clients pour identifier la meilleure visualisation des résultats pour le volet environnemental. Nous avons réfléchi à un support de communication sur la base des normes existantes dans le domaine :

- ISO 14020 : cette première norme présente les lignes directrices de la communication environnementale
- ISO 14021 : cette deuxième norme concerne les communications environnementales sous la forme des autodéclarations
- ISO 14025 : la troisième norme utilisée concerne la rédaction des écoprofiles
- ISO 14024 : cette dernière norme a été consultée qu'à titre informatif, car en lien avec les écolabels officiels

Nous sommes partis sur la construction d'un écoprofil à communiquer aux parties prenantes. Une communication environnementale doit être sincère et exhaustive pour ne pas biaiser le client dans ses choix. Ces caractéristiques sont rappelées dans l'article 54 du Grenelle de l'Environnement cité ci-dessous :

Les consommateurs doivent pouvoir disposer d'une information environnementale sincère, objective et complète portant sur les caractéristiques globales du couple produit/emballage et se voir proposer des produits respectueux de l'environnement à des prix attractifs (Ministère de l'Écologie, 2009).

Bien que cet article du Grenelle de l'Environnement se destine avant tout aux produits de grande consommation, nous avons construit la visualisation des résultats environnementaux sur les mêmes fondements. L'affichage environnemental doit être compréhensible pour le client et opérationnel dans la mise en œuvre pour l'entreprise. Sa

durée de vie est de cinq ans à compter de sa première édition. L'affichage doit être revu au bout de trois ans, selon la norme BP X 30-323-0 (AFNOR, 2009). Ce document reprend les principales sections d'un rapport d'ACV, mais fortement simplifié comme le montre le tableau 3-6. Ce document est une base de discussion entre le client et l'équipe commerciale.

Tableau 3-6 Organisation et structure de l'écoprofil sur la performance environnementale

Section du document	Sous-sections
Méthodologie ACV	Objectifs ACV Unité fonctionnelle et flux de référence Périmètre cycle de vie
Présentation des produits comparés	Produits issus du recyclage Équivalent primaire et autres scénarios de recyclage Principales hypothèses
Résultats de la comparaison	Contributions des principaux processus Comparaison des scénarios
Conclusions	Les leviers d'optimisation

La communication environnementale finalisée est présentée dans l'annexe 8. Pour cette communication environnementale spécifique au recyclage des câbles en aluminium, nous avons choisi d'inclure quatre indicateurs d'impact environnemental. Ces indicateurs sont présentés dans le tableau 3-7, ci-dessous. Ce tableau présente les indicateurs sélectionnés avec les préconisations françaises de l'ADEME (ADEME, 2010 ; Ministère de l'Écologie, 2013) et de la norme BP X 30-323-0 éditée par l'AFNOR (2009).

Tableau 3-7 Présentation des indicateurs et de leurs caractéristiques pour l'écoprofil du recyclage de l'aluminium

Indicateurs	Unité	Pertinence	Fiabilité	Base AFNOR
Changement climatique	kg CO ₂ -eq	E	++	Oui
Eutrophisation eau douce	kg P-eq	S, G	+	Oui
Épuisement des ressources minières	kg Fe-eq	E, S	+	Oui
Épuisement des ressources fossiles	kg oil-eq	S, G	+	Oui

Les informations sur la **Fiabilité** sont issue de l'expérimentation de l'ADEME pour l'affichage environnemental (ADEME, 2010 ; Ministère de l'Écologie, 2013) et la présence dans la **Base AFNOR** se rapporte à la norme BP X 30-323-0 (AFNOR, 2009) – **Pertinence** : E, essentiel pour toute communication ; S, en lien avec l'aluminium ; G, gain environnemental significatif.

Les informations sur la fiabilité communiquées par l'ADEME et l'AFNOR corroborent les niveaux de fiabilité communiqués par le JRC et déjà présentés dans le tableau 3-1, le tableau 3-2 et le tableau 3-3. Dans la méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience que nous présentons dans le chapitre 4, les résultats sur le volet environnemental, sont présentés pour trois indicateurs d'impact : (i) le changement climatique, (ii) l'épuisement des ressources et (iii) l'énergie grise.

3.1.5.2 Résumé graphique des résultats de l'évaluation

En parallèle de cette communication au format écoprofil, nous avons fait un pas de plus vers la simplification de la communication des résultats. Nous avons imaginé déployer une communication (figure 3-17) sur le modèle des étiquettes énergies utilisées par les équipements électroménagers en Europe. Ce modèle d'étiquette est spécifique à différents produits électriques et électroniques et son utilisation n'est pas destinée à des matières recyclées. Il s'agit d'une démarche nouvelle, sans référentiel pour les MPR.

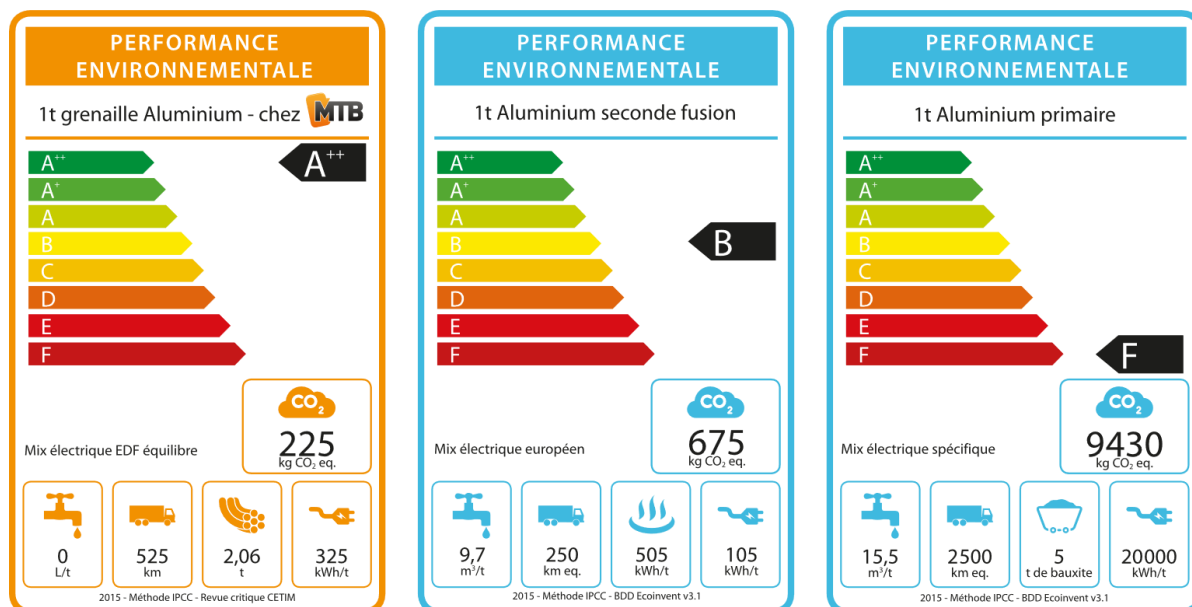


Figure 3-17 Présentations des étiquettes de performance environnementale proposées pour la communication des résultats de l'évaluation environnementale

Cette communication n'est pas une démarche sectorielle, mais une démarche individuelle de la part de MTB, aussi, la création d'un nouveau référentiel n'est pas possible. Lisible rapidement, l'étiquette énergie permet d'initier une discussion au sujet des informations présentes sur la visualisation. L'enjeu est de permettre de visualiser l'efficacité environnementale des matières recyclées à l'aide des scénarios de recyclage conçus par MTB. L'étiquette doit donner envie d'en savoir plus et amener le visiteur à se renseigner, d'où la nécessité de créer un support complémentaire.

Le modèle final de l'étiquette performance environnementale pour les différents scénarios de recyclage est présenté sur la figure 3-17. L'information centrale de cette représentation concerne le changement climatique avec les émissions de GES. En bas de l'étiquette, nous avons inclus d'autres informations, aussi bien des données d'inventaires que des données en lien avec les indicateurs d'impact. Pour accompagner les équipes commerciales, un guide pratique de lecture des étiquettes des performances environnementales a été construit. Ce guide est disponible en Annexe 9.

3.2 RETOUR D'EXPÉRIENCE DU CAS D'APPLICATION

Nous l'avons abordé dans la section précédente, il existe deux volets de communication des résultats aux parties prenantes (figure 3-16). Dans cette section, nous présentons l'intégration des résultats des évaluations dans la démarche de conception des scénarios de recyclage chez MTB. D'une part comme outil d'optimisation des procédés existants dans le paragraphe 3.2.1 ; et dans la démarche de conception de nouveaux scénarios de recyclage dans le paragraphe 3.3.

3.2.1 Prise en compte des résultats pour l'optimisation

Bien que les outils utilisés dans la méthodologie soient avant tout des outils d'évaluation, les résultats permettent de contribuer à une démarche d'écoconception des procédés. Nous avons pu le montrer par le passé, les résultats d'une évaluation environnementale peuvent contribuer à l'optimisation d'un procédé industriel (Pommier et al., 2016). Les axes d'améliorations ne concernent que le scénario 3b.

À l'issue des travaux d'évaluation environnementale sur le scénario de recyclage de l'aluminium chez MTB, plusieurs axes d'optimisation ont vu le jour au sein de l'équipe production. Nous présentons deux axes d'améliorations dans cette section. Le premier concerne les nuances d'acier utilisés par les consommables des technologies de broyage et le deuxième consiste à l'ajout d'une solution de séparation des plastiques en vue de leur valorisation.

3.2.1.1 *Modification des nuances d'acier des consommables*

Pour les consommables des technologies de broyage, en collaboration avec les sous-traitants fournisseurs de ces sous-ensembles, des recherches ont été menées pour identifier des alliages d'acier plus durables pour les lames et les grilles des broyeurs. Au total, une dizaine d'alliages d'acier ont été testés pour maximiser les gains en termes de longévité. Les tests réalisés avec de nouvelles lames démontrent une augmentation de 30 à 60 % de la durée de vie. Cette variation dépend du positionnement des lames et des produits broyés.

D'un point de vue environnemental, l'évaluation environnementale de la production de ces nouveaux alliages est similaire aux anciens alliages, mais rapporté à la durée de vie de ces équipements, l'impact environnemental est réduit dans les mêmes proportions. Seule la contribution à la clé de répartition des coûts est augmentée, mais au regard de la longévité de ces nouveaux consommables, la contribution est plus faible. La modification de l'acier utilisé dans les produits consommables constitue une solution moins coûteuse pour réduire les impacts environnementaux.

De plus, des travaux sur l'efficacité énergétique du broyage et de la granulation sont également nécessaires pour réduire la consommation d'électricité des étapes de réduction de taille. Les travaux sur la récupération d'énergie n'ont pas encore permis de mettre en œuvre des solutions innovantes. Néanmoins, les solutions de récupération d'énergie et les nouveaux moteurs électriques sont étudiés.

Pour la phase de séparation mécanique, une réflexion approfondie a été menée sur la consommation électrique des équipements et plus particulièrement sur les tables densimétriques. L'équipe technique de MTB a amélioré la conception des nouveaux modèles de tables de séparation de l'air. Les améliorations du débit d'air au sein de l'équipement ont été apportées. Finalement, le flux d'air a été optimisé et une motorisation plus faible a permis de réduire la consommation globale.

3.2.1.2 *Mise en œuvre du tri et de la valorisation des plastiques*

La gestion des déchets plastiques issus des gaines de câbles n'est pas le premier contributeur dans l'évaluation environnementale. Toutefois, sa contribution aux impacts environnementaux globaux dans notre étude ACV reste significative. En effet, sur la sélection d'indicateurs, la réduction d'impact environnemental envisageable est de 5 à 10 %. Cette phase de gestion des déchets plastiques se décompose en deux parties. D'une part, le transport des déchets par camion jusqu'au site de stockage (environ 25 km) et d'autre part la mise en décharge. Surtout, en tant que fabricant de solutions de recyclage, il appartient à MTB d'apporter une réponse technologique à ce problème.

Dans le flux de plastiques issu du recyclage des gaines de câbles, tous les types de plastiques sont mélangés et aucun processus industriel n'est disponible pour les séparer efficacement. En outre, une sélection de résines polymères interdites dans les nouveaux produits en plastique est soumise à une obligation de vigilance (Content, 2015 ; Flynn, 2015 ; Scruggs, Nimpuno, et Moore, 2016). Tous les polymères plastiques des gaines de câbles ne sont pas recyclables (Goto, 2009). Par exemple, les gaines en polymère réticulé ne sont pas recyclables, car les liaisons chimiques empêchent d'envisager un recyclage par injection extrusion. Le mélange de résine plastique et la présence de poussière d'aluminium compliquent grandement la récupération du mélange.

Pour ce faire, MTB a lancé une réflexion sur le tri et le recyclage du mélange de résine plastique. Le synoptique de la méthode de traitement des plastiques est présenté sur la figure 3-18. La séparation est uniquement basée sur des étapes de séparation mécanique qui permettent une séparation uniforme du flux de résine, comme le montre le synoptique des flux de matières mis à jour sur la figure 3-19.

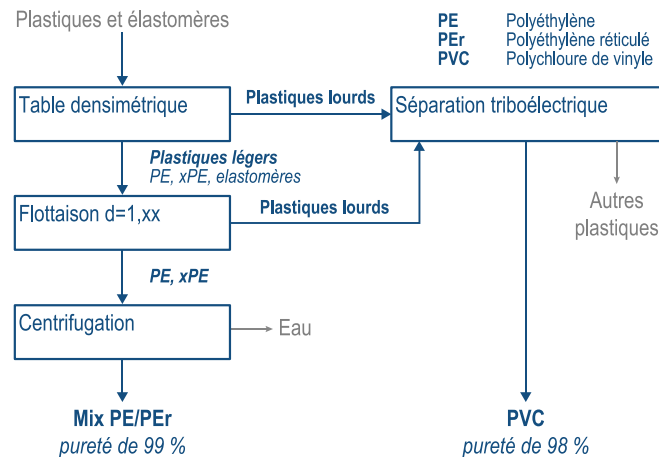


Figure 3-18 Présentation de la séquence de traitement des plastiques ajoutée au processus de recyclage des câbles aluminium chez MTB

Les résultats de cette unité de recyclage pilote sont encourageants. L'unité réduit la mise en décharge de 80 % et donc d'autant l'impact environnemental de cette phase du scénario de recyclage. D'autres développements sont en cours pour améliorer la partie restante sous forme de combustible de récupération solide. Pour cela, la séparation doit être parfaite pour répondre aux exigences réglementaires.

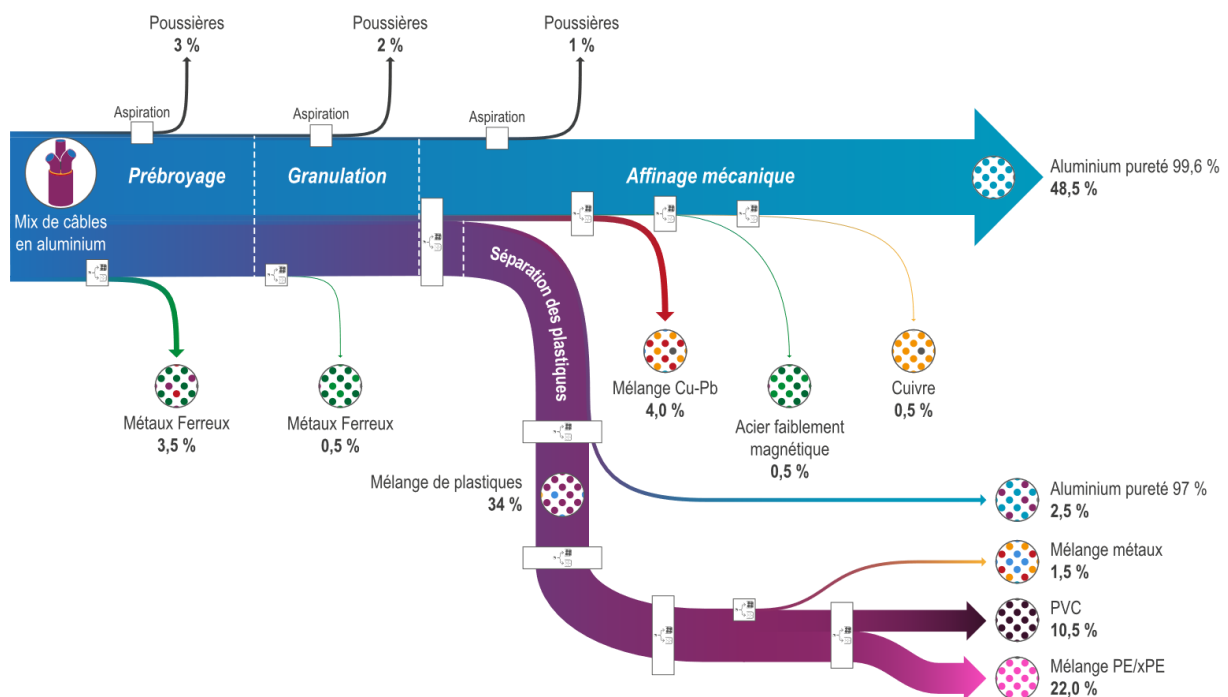


Figure 3-19 Décomposition des flux de matières du scénario de recyclage des câbles chez MTB optimisé

3.2.2 Extrapolation des résultats pour le recyclage du cuivre

3.2.2.1 Présentation du cas d'étude du recyclage des câbles en cuivre

MTB dispose d'une deuxième ligne de traitement des câbles, cette ligne est spécifiquement dédiée aux câbles en cuivre. La ligne de traitement des câbles en cuivre est très proche dans son synoptique à la ligne de traitement des câbles en aluminium. Les processus de recyclage sont les mêmes, seules des adaptations sur les types de technologies ont été conduites. La figure 2-21 présente une épure aérienne de cette ligne de recyclage. Nous avons souhaité étudier l'extrapolation des données de la base de connaissances à différentes études spécifiques.



Figure 3-20 Visualisation de la ligne de recyclage des câbles en cuivre chez MTB – phase affinage et séparation

Cette transposition correspond à une demande spécifique pour les faisceaux en cuivre des véhicules. Les valeurs ne sont donc pas représentatives de toutes les typologies de câbles en cuivre recyclés sur le site MTB. La marge d'erreur sur ces résultats est importante et ne constitue qu'une tendance des résultats de l'ACV complète à conduire pour valider l'extrapolation.

Tableau 3-8 Résumé des propriétés des matériaux utilisés pour les câbles électriques

Matériaux	Masse volumique (kg.m ⁻³)	Conductivité électrique (S.m ⁻¹)	Ratio câbles (%)
Aluminium	2 700	37,7.10 ⁶	48,5
Cuivre	8 920	59,6.10 ⁶	57,0
Ratio Cu/Al	30,3 %	63,2 %	84,3 %
PVC	1 380		
PE	950		

La composition des faisceaux cuivre reste similaire à celle des câbles aluminium. Le tableau 3-8 présente les principales propriétés de chaque matériau utilisé dans la conception des câbles. La variabilité des polymères utilisés pour l'extrusion des câbles est très large. Par simplification dans cette étude, nous considérons un isolant exclusivement constitué de PVC et la gaine protectrice du câble est en PE.

3.2.2.2 Données d'inventaire de la ligne de recyclage du cuivre

Les valeurs présentées dans la partie précédente sont intéressantes pour comprendre la différence physique dans le broyage des câbles. Cependant, le mode de recyclage des câbles sur la ligne cuivre est très différent du mode de recyclage sur la ligne aluminium. Dans le premier cas, les câbles sont recyclés par lot et il existe donc une grande variabilité dans les données d'inventaire. À la différence de la ligne aluminium qui traite l'ensemble des câbles en mélange sans distinction de l'origine.

Les données électriques sont issues des relevés d'EDF sur les installations de MTB, l'ensemble de ces valeurs est présenté dans le tableau 3-9. Ces valeurs correspondent aux puissances installées après application du taux de charge. À noter l'absence d'une phase d'affinage pour la ligne aluminium, car elle est intégrée dans la phase de séparation. La ligne cuivre dispose d'installation pour l'affinage des métaux non ferreux en mélange. Cette phase d'affinage sur la ligne cuivre intègre aussi une étape de séparation électrostatique des plastiques. À noter que la différence de puissance installée est très proche entre les deux lignes.

Tableau 3-9 Récapitulatif des puissances installées sur les lignes de recyclage des câbles en cuivre et en aluminium

Puissance moyennée (kW)	Phase de broyage	Phase de Granulation	Phase de séparation	Phase d'affinage	Total
Ligne aluminium	176,0	325,6	278,0	0	1 024
Ligne cuivre	264,0	313,8	220,0	157	1 065

Dans le cas d'étude, le débit de production est similaire pour le cuivre et l'aluminium, la masse broyée par unité de temps reste proche. En prenant en compte les données sur la masse volumique du tableau 3-8, nous sommes en mesure de considérer une différence de volume pour les deux typologies de matières. Ainsi les relevés de charge électrique sur les machines démontrent une bonne acceptation de la différence de masse volumique et la puissance consommée reste similaire pour une masse équivalente. Pour les faisceaux automobiles le débit moyen de la ligne cuivre est inférieur à la moyenne annuelle, cette situation est expliquée par la proportion cuivre souple et de plastique. Le débit est compris entre 1,5 et 2 t/h. Le tableau 3-10 permet de calculer le ratio entre les deux lignes.

Tableau 3-10 Consommation électrique pour la production normalisée d'aluminium et de cuivre sur les lignes de recyclage MTB

	Puissance moyennée (kW)	Débit de la ligne (t/h)	Consommation (kW/t)
Ligne aluminium	1024	4	256
Ligne cuivre	1065	2	533

Le tableau 3-10 permet d'estimer le ratio de consommation entre la ligne de recyclage des câbles en aluminium et la ligne de recyclage des câbles en cuivre. Le tableau 3-11 présente les résultats en fonction du débit de la ligne cuivre. Ce ratio est présenté selon trois débits différents : un débit pessimiste, un débit moyen et un débit optimiste. Le ratio obtenu dans le tableau 3-11 permet de faire la conversion entre les données de l'ACV aluminium pour le calcul des données de l'ACV des câbles en cuivre.

Tableau 3-11 Ratio de conversion entre la ligne de recyclage des câbles en aluminium et celle de recyclage des câbles en cuivre en fonction du débit

	Débit pessimiste	Débit moyen	Débit optimiste
Valeur du débit (t/h)	1,5	2	2,5
Valeur du ratio	2,77	2,08	1,66

3.2.2.3 Résultats de l'ACV simplifiée du cuivre

Nous avons utilisé le ratio pessimiste d'une valeur de 2,77 pour réaliser les calculs de l'extrapolation des valeurs de l'impact environnemental sur la ligne cuivre. Ce ratio correspond à un débit final faible de 1,5 t/h sur la ligne de traitement du cuivre. La figure 3-21 présente les résultats de la caractérisation pour le recyclage du cuivre issu des faisceaux automobile.

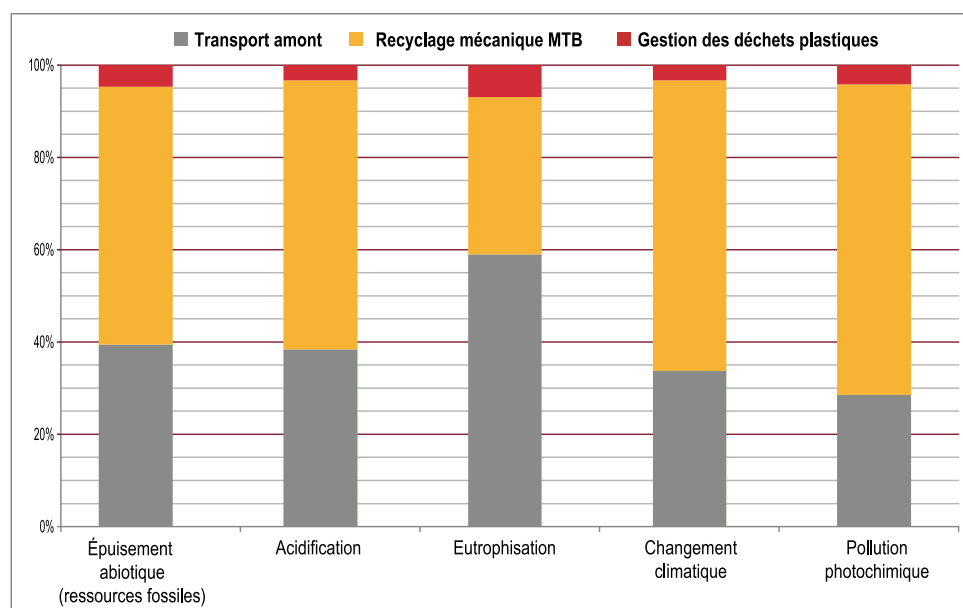


Figure 3-21 Caractérisation du recyclage mécanique chez MTB des faisceaux automobiles (ratio pessimiste 2,77) – Méthode CML Baseline

Le calcul de la figure 3-21 est fait pour des produits issus d'un démantèlement de véhicule en France. Les résultats sont donnés en utilisant le mix électrique spécifique à l'entreprise MTB. La gestion aval des coproduits n'est pas incluse dans la modélisation, mais l'impact de leur séparation est intégré dans le sous-système des procédés MTB. Comme pour le recyclage de l'aluminium sur le site de MTB à Trept, les impacts du cuivre recyclé se concentrent sur les étapes de recyclage et de transport. En effet, le transport amont jusqu'au point de traitement représente entre 25 et 60 % de l'impact total. La masse prise en compte pour le transport amont des faisceaux à recycler est de 1,75 tonne par tonne de cuivre produite. Cette valeur est obtenue à partir de la valeur du rendement moyen des faisceaux automobiles.

La figure 3-22 présente l'analyse d'incertitude sur la modélisation du recyclage des faisceaux cuivre chez MTB. Cette incertitude est relativement importante, quel que soit l'indicateur. Pour l'analyse d'incertitude, nous utilisons le ratio moyen avec une valeur de 2,08 pour la transposition. Sur le jeu d'indicateurs choisi, l'avantage de la grenaille MTB se dessine clairement.

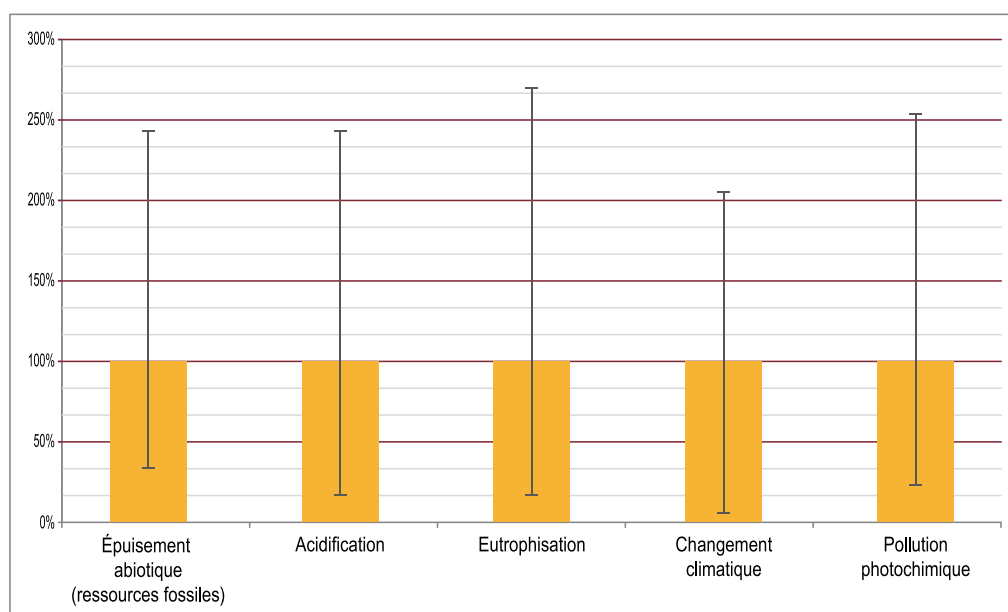


Figure 3-22 Analyse d'incertitudes sur la modélisation du recyclage mécanique des faisceaux en cuivre chez MTB

La figure 3-23 propose de mettre en perspective les résultats de la performance environnementale de la grenaille de cuivre avec les autres méthodes de production du cuivre : primaire et recyclage par électrolyse. Ce graphique utilise le ratio moyen. Nous observons une nette différence entre les trois systèmes. Une tendance nette se dégage sur les résultats de la figure 3-23. Le système grenaille de cuivre recyclé chez MTB est largement moins impactant sur l'ensemble du jeu d'indicateurs. L'étude des réseaux apporte des précisions. En premier lieu, le diesel utilisé par le transport amont des faisceaux contribue à hauteur de 50 %. En second lieu, l'impact sur cet indicateur est couvert à 22 % par les consommables en métal de la ligne.

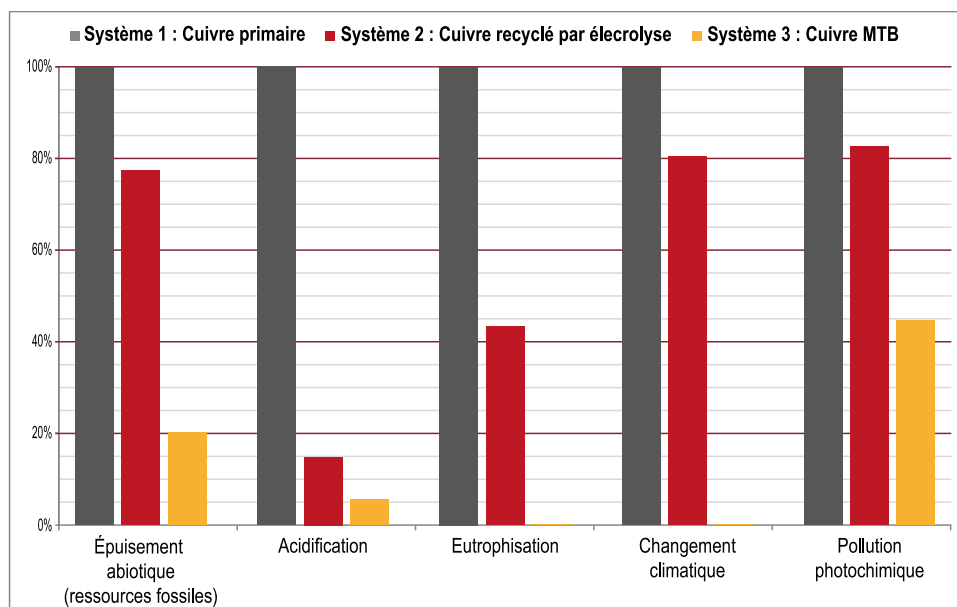


Figure 3-23 Caractérisation de 3 systèmes de production de cuivre – Méthode CML Baseline

La marge de sécurité utilisée sur l'ensemble des données d'inventaire de cycle de vie de la ligne aluminium est importante, et nos calculs démontrent que le ratio moyen d'une valeur de 2,08 est suffisant pour conserver une bonne représentativité et des résultats avec une marge de sécurité suffisante. Les résultats de l'ACV simplifiée sont donnés à titre indicatif. Ils reposent sur une transposition des résultats de la ligne aluminium et ne sauraient être des valeurs attestées. Nous avons lancé une étude d'ACV complète afin de confirmer les valeurs issues de l'ACV simplifiée. Il s'agit pour nous de conduire une étude qualité sur notre extrapolation.

3.3 INTÉGRATION DANS LE PROCESSUS DE CONCEPTION

L'outil d'évaluation des processus de recyclage est destiné à une intégration dans la phase de conception des procédés, de fait, nous devons intégrer l'outil à cette phase amont en respectant les contraintes de développement interne. Nous présentons un premier exemple d'un retour d'expérience en lien avec l'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage. Il s'agit du développement du scénario de recyclage CABLEBOX qui est une réponse au fort impact du transport amont des déchets.

3.3.1 Développement du scénario de recyclage CABLEBOX

3.3.1.1 Genèse du scénario CABLEBOX

Nous l'avons vu, le transport amont est particulièrement contributeur à l'impact environnemental global du scénario de recyclage des câbles aluminium (figure 3-13). Au-delà des résultats de l'ACV, MTB a été en mesure d'identifier des moyens d'améliorer la filière de

recyclage. L'étude approfondie des principaux contributeurs a permis à MTB de mettre en œuvre des actions correctives pour optimiser l'éco-efficience de ses processus de recyclage des câbles en aluminium. In fine, l'enjeu est de réduire l'impact environnemental du scénario de recyclage mécanique (Grimaud et al., 2017b).

Toutes ces actions ne concernent que les étapes de recyclage au sein de l'usine avec une approche *gate-to-gate*. C'est-à-dire que la logistique amont n'a pas fait l'objet d'un traitement particulier sur ce scénario, mais le bureau d'études a travaillé à la conception d'un nouveau scénario de recyclage des câbles. Pour réduire davantage l'impact environnemental du recyclage des câbles, MTB a dû revoir la chaîne de recyclage globale (figure 1-18) et pas seulement les processus industriels dans l'enceinte de l'usine. Dans un premier temps, nous avons étudié la possibilité d'optimiser les itinéraires logistiques, voire d'augmenter les taux de remplissage des camions de collecte. Cependant, ces solutions ne fournissent qu'une réponse partielle.

MTB a donc repris la conception d'une solution de recyclage à l'étape d'idéalisation (figure 4-20). Le défi était de concevoir une solution de recyclage transportable capable d'atteindre le même niveau de pureté qu'une installation centralisée, mais avec un débit inférieur. Ainsi, le concept (figure 4-20) n'est plus d'acheminer les déchets à l'usine de recyclage, c'est l'usine qui se rapproche des gisements. La solution CABLEBOX était née. L'équipe technique a ensuite travaillé à la conception de cette nouvelle technologie de recyclage. Nous étudions ce nouveau scénario dans cette section.

3.3.1.2 Présentation du scénario de recyclage CABLEBOX

La figure 3-24 montre la CABLEBOX CBR 2000, la première installation transportable pour le recyclage des câbles. Il se décompose en deux conteneurs de 40 pieds, un conteneur de 20 pieds et un conteneur de 10 pieds.

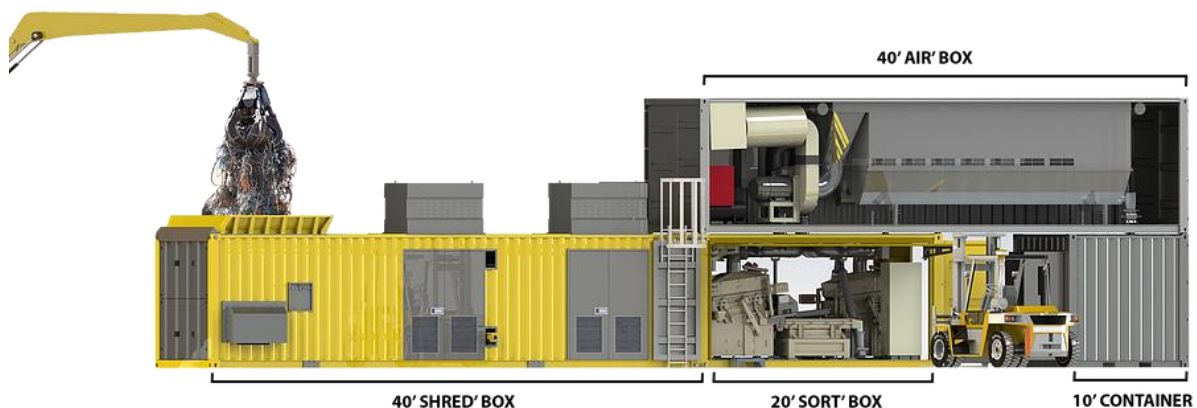


Figure 3-24 Système transportable de recyclage des câbles CABLEBOX CBR 2000 (MTB Recycling, 2016)

Les détails des différentes composantes de la CABLEBOX sont donnés dans le tableau 3-12. Le débit atteint avec la version CBR 2000 est de 2 tonnes par heure. Comparé à l'usine de recyclage MTB de Trept, le débit est divisé par deux. Une première unité de production de CABLEBOX est en service depuis janvier 2017 aux États-Unis (MTB Recycling, 2016). Depuis février 2018, dix nouvelles unités sont utilisées dans le monde entier, dont une chez MTB à Trept (Isère).

Tableau 3-12 Présentation des différents modules de la CABLEBOX CBR 2000

Nom du module	Taille conteneur	Masse	Fonction
SHRED'BOX	40 pieds	30 t	Unité de prébroyage et de granulation
SORT'BOX	20 pieds	10 t	Unité de séparation
R'BOX	40 pieds	11 t	Aspiration et traitement de l'air
UTILITY BOX	10 pieds	3 t	Stockage des poussières et zone de vie

L'utilisation des formats standards de conteneurs internationaux assure une transportabilité et une interopérabilité maximale pour tous les modes de transport (spatialisation quantitative) : routier, ferroviaire et maritime. En outre, les conteneurs offrent une modularité avec des processus en amont et en aval qui peuvent être facilement connectés. Le système CABLEBOX n'est pas autonome, il nécessite une source d'alimentation externe (moyenne tension). Le mix électrique utilisé pour l'alimentation locale du système dépend de l'emplacement (spatialisation qualitative). Il n'y a pas d'émissions locales directes, mais seulement des émissions indirectes dues à la consommation d'électricité issue de sources fossiles.

La solution CABLEBOX est particulièrement utile lorsque la production de déchets est saisonnière ou géographiquement disséminée, mais trop faible pour justifier une usine à proximité. Elle constitue un pas en avant vers l'économie circulaire en offrant une solution industrielle pour le recyclage en boucle fermée. Les technologies introduites dans le système CABLEBOX sont similaires à celles utilisées par la chaîne de traitement du scénario de recyclage mécanique MTB centralisé. Les machines sont plus petites et ont été optimisées d'un point de vue énergétique et calorique pour fonctionner dans une enceinte de type conteneur. La réduction de la consommation d'électricité est le résultat d'un long travail sur les systèmes de broyage et de séparation.

Ces développements ont permis de réduire la puissance installée pour un flux de traitement qui reste élevé par rapport à la taille du système. Cependant, le changement d'échelle a des conséquences sur les typologies de déchets de câbles pouvant être recyclés. Les câbles dont le diamètre est supérieur à 415 millimètres ne peuvent pas être traités avec la CABLEBOX. Toutefois, des câbles de dimensions supérieures à cette limite sont extrêmement rares donc nous n'avons pas modifié les limites du champ de l'étude.

De plus, le système centralisé permet une désynchronisation des étapes de prébroyage et de granulation/séparation à l'aide d'une solution de stockage, tandis que la solution

transportable nécessite une solution d'alimentation continue. Cette conséquence a un impact direct sur la consommation d'énergie, car certains équipements pourraient être arrêtés sur le système centralisé alors que cela est impossible avec la CABLEBOX.

Contrairement au système centralisé, le système CABLEBOX se déplace pour se rapprocher des sites de production de déchets. Les quatre conteneurs de la CABLEBOX sont transportés sur trois camions. Le temps nécessaire à la manipulation et à l'installation du système CABLEBOX est d'un jour et demi. L'installation nécessite une grue pour une durée de quatre heures. Dans notre étude, nous avons imaginé deux scénarios de transport et composés de quatre déplacements par an. Ces scénarios de transport sont présentés sur la figure 3-25. Ces scénarios de transport ne sont pas basés sur un retour d'expérience, mais seulement envisagés sur la base d'une évaluation des commerciaux de l'entreprise MTB.

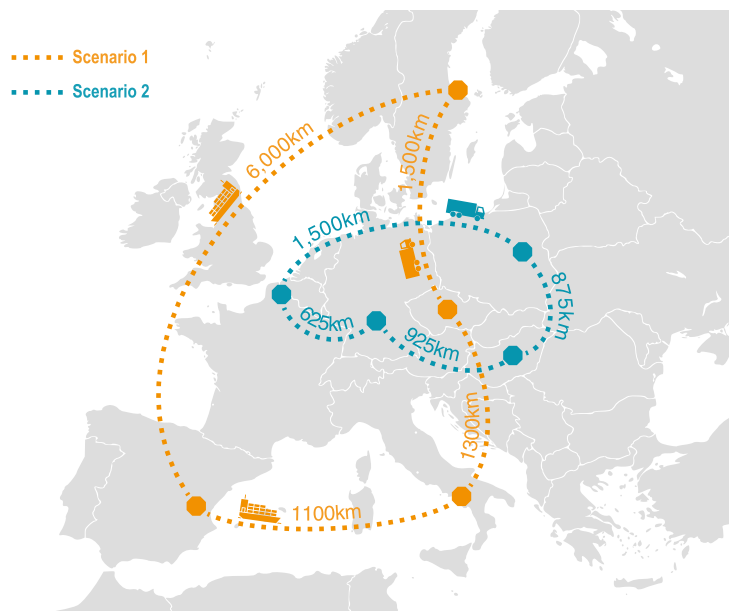


Figure 3-25 Cartographie des deux scénarios de transport de la CABLEBOX en Europe

3.3.2 Résultats de l'évaluation environnementale du scénario CABLEBOX

Nous avons donc voulu savoir si le système CABLEBOX était plus pertinent d'un point de vue environnemental et économique, en utilisant des outils d'analyse de cycle de vie économique et environnementale (ACV et LCC). L'ensemble des informations sur la modélisation, les hypothèses et les résultats ont fait l'objet d'une publication (Grimaud, Laratte, et Perry, 2017). Bien que le système CABLEBOX offre une fonction supplémentaire de transport de l'usine, nous conservons la même unité fonctionnelle que celle utilisée dans l'évaluation environnementale de la ligne de recyclage des câbles chez MTB. Nous restons sur une évaluation de la production d'aluminium recyclé.

3.3.2.1 Comparaison du scénario CABLEBOX et du scénario centralisé de recyclage

Dans cette section, nous présentons l'étude réalisée pour déterminer l'équilibre environnemental et économique entre une collecte de déchets nécessitant le transport vers une installation de recyclage centralisée et le déplacement d'une installation de recyclage à proximité du lieu de production des déchets.

Avec le mix électrique équivalent européen, le système CABLEBOX est beaucoup moins impactant pour l'environnement que le système centralisé. Les résultats de l'évaluation environnementale sont présentés sur la figure 3-26. L'impact environnemental du système de recyclage sur l'indicateur de changement climatique est réduit de 60 %. Cette hiérarchie est vraie pour tous les indicateurs d'impact de la méthodologie ILCD. Le choix d'une solution transportable est pertinent d'un point de vue environnemental.

Néanmoins, le choix d'un mix d'énergie électrique renouvelable permet de compenser l'impact logistique en amont. Cela permet ainsi au système centralisé de rester compétitif d'un point de vue environnemental. Nous notons également que les scénarios de transport de CABLEBOX ont peu d'influence sur l'impact final du changement climatique, environ 2 % dans les exemples étudiés.

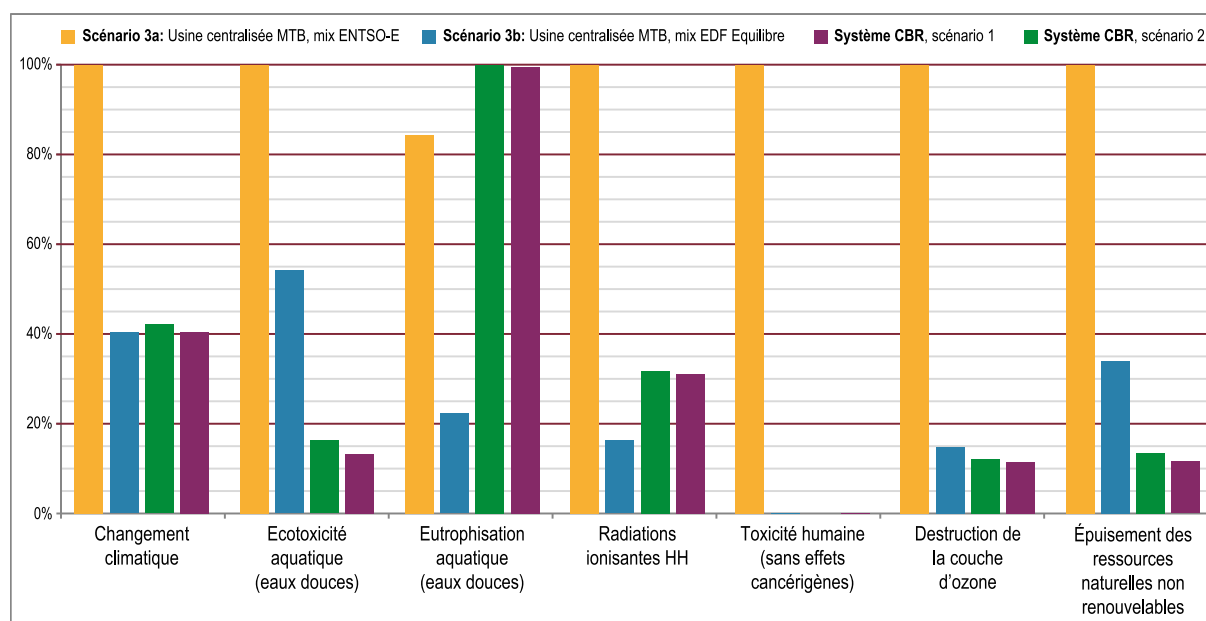


Figure 3-26 Caractérisation des scénarios de recyclage des câbles – Méthode ILCD

3.3.2.2 Caractérisation environnementale du système CABLEBOX

Dans cette section, nous nous intéressons à la contribution des étapes du cycle de vie du système CABLEBOX dans l'impact final. La figure 3-27 montre la contribution des processus pour les systèmes de recyclage comparés. Selon le résultat de la section précédente, les deux

scénarios de transport pour CABLEBOX étant très proches, nous ne présentons que le scénario 1 dans la figure 3-27.

Pour le scénario 1 du système CABLEBOX, la puissance électrique requise pour le processus de recyclage contribue aux deux tiers de l'impact final du changement climatique. Le transport logistique en amont est le deuxième contributeur avec environ 17 % de l'impact final. Le scénario de transport de la CABLEBOX représente 2 % de l'impact final sur l'indicateur d'impact du changement climatique, mais l'installation de CABLEBOX est égale à 6 %, ce qui semble être un peu important en comparaison des autres processus.

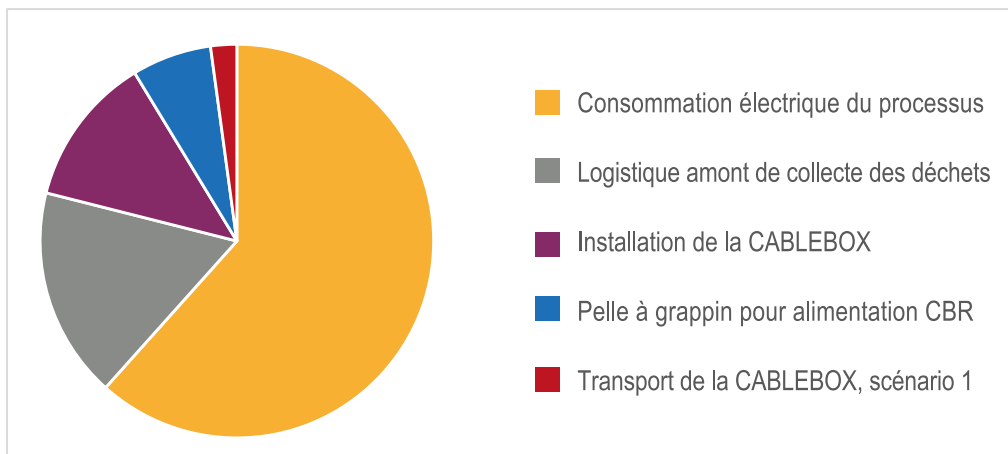


Figure 3-27 Caractérisation environnementale de la solution CABLEBOX, mix électrique européen ENTSO-E – Indicateur GWP 100a

Pour le système centralisé, le même calcul a été effectué pour le scénario de mélange d'électricité verte et pour le scénario de mélange d'électricité européen. Avec le mix énergétique européen, l'impact du processus de recyclage est presque deux fois plus important que celui du système CABLEBOX. Cependant, la principale différence réside dans la contribution du transport, qui est cinq fois plus grande dans le scénario système centralisé pour l'électricité verte que dans le scénario du mix électrique européen par rapport au système transportable. Les résultats pour le mix d'électricité renouvelable ont déjà été détaillés dans les sections précédentes (paragraphe 3.1.3.3). Le recours à un mix d'électricité renouvelable pourra réduire encore l'impact de cette solution comme c'est le cas pour le scénario de recyclage des câbles chez MTB.

3.3.3 Évaluation économique du système CABLEBOX

3.3.3.1 Présentation de la clé de répartition des coûts de la CABLEBOX

La clé de répartition des coûts du cycle de vie du système CABLEBOX nous donne les résultats présentés sur la figure 3-28, sur la page suivante. Sur cette figure, nous ajoutons la clé de répartition des coûts de la solution centralisée. Pour permettre la comparaison, nous avons rapporté les coûts à un tonnage équivalent. Les valeurs pour le système centralisé de

collecte des déchets, de consommation d'électricité et de coûts de fonctionnement sont données par tonnage annuel de CABLEBOX, soit 6 000 tonnes. Notre expérience démontre que les coûts de maintenance par tonne sont similaires pour les deux systèmes. Nous ne détaillons pas les coûts de fonctionnement pour des raisons de secret commercial.

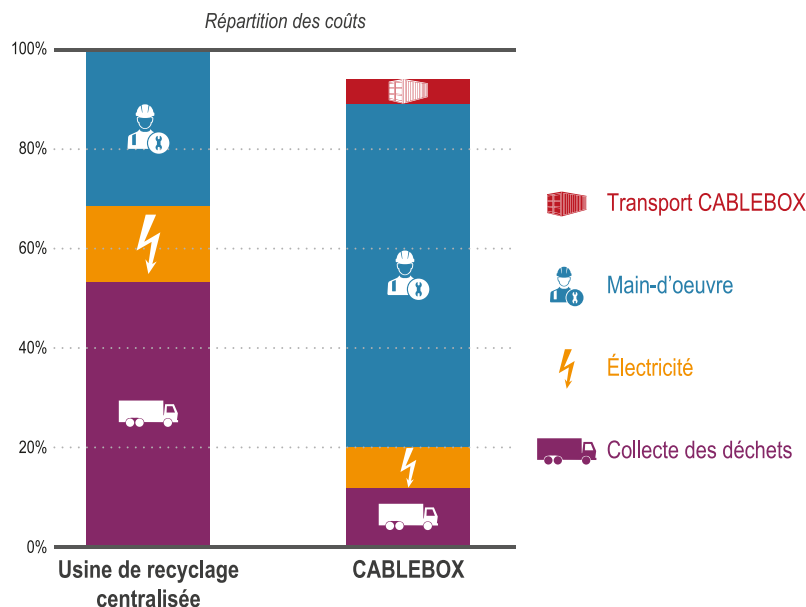


Figure 3-28 Comparaison de la répartition des coûts dans le système de recyclage centralisé et transportable des câbles en aluminium

3.3.3.2 Détermination du point d'équilibre du système transportable

Au regard des résultats à la fois sur le volet économique et environnemental, il nous semble intéressant de réfléchir à la construction d'une équation de calcul du point d'équilibre entre le volume de déchets à traiter et la distance afin de déterminer quand privilégier le déplacement de la solution mobile. Nous proposons ci-dessous une ébauche de cette réflexion générale qui est valable à la fois pour le calcul de l'impact environnemental et l'impact économique.

Nous présentons sur la figure 3-29 une représentation graphique de ce problème. La représentation proposée comporte 40 gisements sous forme de points rouges. La CABLEBOX prend place sur les carrés orange et se déplace cinq fois dans le scénario A et trois fois dans le scénario B. Ces déplacements ont une influence directe à la fois sur l'impact du déplacement de la CABLEBOX, mais aussi sur la distance parcourue pour chaque gisement de déchets. Il y a donc exactement le même nombre de gisements dans les deux cas, mais l'impact total sera fonction des transports des gisements, du recyclage des lots et du déplacement de la solution transportable de traitement. En première approximation, nous pouvons détailler le calcul de l'impact total sous la forme :

$$I_{total} = I_T + I_R + I_D \quad (i)$$

Avec I_T : impact du transport des câbles vers le lieu de traitement ; I_R : Impact du recyclage sur le lieu de traitement et I_D : impact du déplacement de la CABLEBOX.

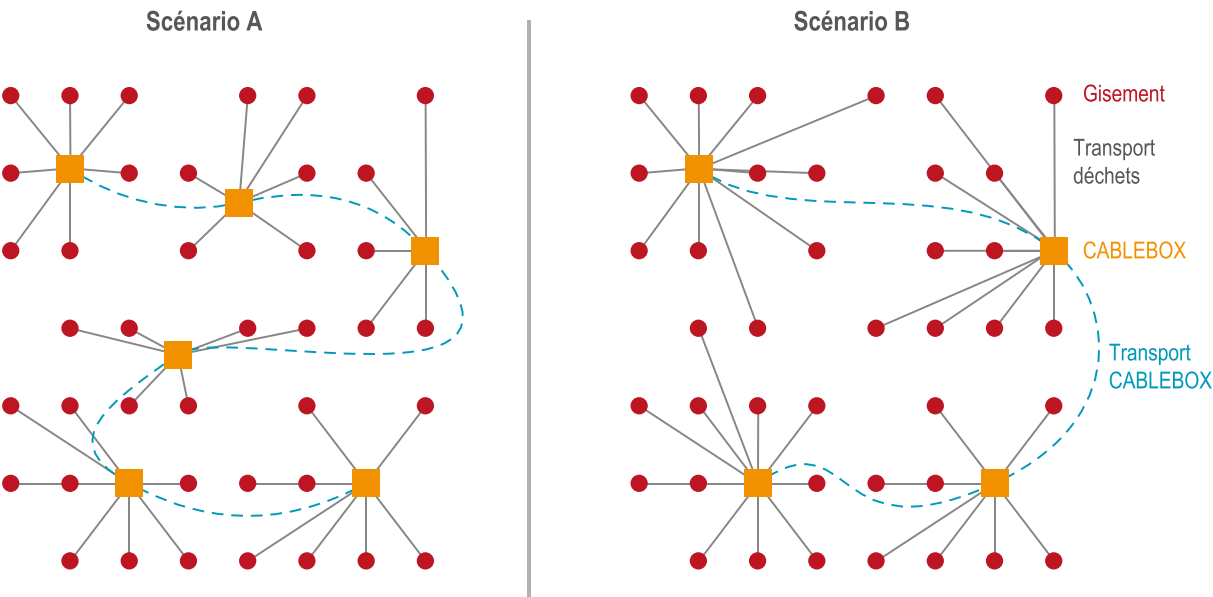


Figure 3-29 Représentation théorique des gisements de déchets afin de déterminer le point d'équilibre du modèle de transport de la solution de traitement

Nous pouvons décrire chaque terme de la somme (i). L'impact du transport est fonction du nombre de gisement, de la distance des gisements, du tonnage de ces gisements et du taux de chargement des moyens de transport de ces gisements, le tout multiplié par l'impact unitaire du transport. La formule complète de l'impact du transport des gisements de déchets est décrite dans le tableau 3-13.

Tableau 3-13 Description de la formule de calcul de l'impact du transport des gisements de déchets

<i>I_T</i> : Impact du transport des gisements de déchets	
Équation	$I_R = \sum_{g=1}^n i_t \times d_g \left(\frac{m_g}{c_t \times tc} \right)$
<i>g</i>	Nombre de gisement
<i>i_t</i>	Impact du transport par kilomètres parcourus
<i>d_g</i>	Distance du <i>g^{ième}</i> gisement, fonction du positionnement de la CABLEBOX
<i>m_g</i>	Masse du <i>g^{ième}</i> gisement
<i>c_t</i>	Capacité de transport du moyen de transport
<i>tc</i>	Taux de chargement du moyen de transport

L'impact du recyclage des lots est fonction de la masse des lots et de leur impact spécifique de traitement. Nous distinguons les gisements de déchets des lots de traitement, en effet, plusieurs gisements peuvent être traités dans un même lot. À l'inverse un gisement peut se décomposer en plusieurs lots de traitement. L'impact spécifique de traitement est lié à un lot, différents paramètres influencent la valeur, mais dans le calcul du point d'équilibre des scénarios de transport de la CABLEBOX, les impacts environnementaux et économiques

seront plus spécifiquement influencés par le mix électrique utilisé durant le traitement. La formule complète de l'impact du recyclage des gisements de déchets est décrite dans le tableau 3-14.

Tableau 3-14 Description de la formule de calcul de l'impact du traitement des lots de déchets

I _R : Impact du transport des gisements de déchets	
Équation	$I_T = \sum_{l=1}^n m_l \times i_l$
I	Nombre de lots
m _l	Masse du l ^{ième} lot de déchets
i _l	Impact du traitement par recyclage des lots, fonction du mix électrique local

Enfin, l'impact du déplacement de l'unité transportable de recyclage est fonction de la distance de déplacement, de l'impact du transport additionné à l'impact de la manutention des conteneurs. La formule complète de l'impact du déplacement de la CABLEBOX est décrite dans le.

Tableau 3-15 Description de la formule de calcul de l'impact du déplacement de l'unité de recyclage

I _D : Impact du déplacement de la CABLEBOX	
Équation	$I_D = \sum_{j=1}^n d_j \times i_j + i_m$
j	Nombre de déplacement
d _j	Distance du j ^{ième} déplacement de la CABLEBOX
i _j	Impact du déplacement de la CABLEBOX par kilomètres parcourus
i _m	Impact de la manutention de la CABLEBOX

En intégrant les formules de calcul présentées dans les tableaux dans l'équation (i), nous obtenons l'équation complète dont nous cherchons à définir le minimum en jouant sur la valeur de j. Cette approximation demande à être affinée pour permettre une évaluation robuste du point d'équilibre. Bien entendu, des outils d'optimisation de la collecte peuvent être utilisés pour mener ce calcul.

3.4 BILAN DU CHAPITRE 3

Comme nous l'avons vu dans ce chapitre, pour recycler un même produit, différents scénarios de recyclage sont possibles. Les résultats de l'ACV complète sur le recyclage des câbles en aluminium démontrent que le recyclage, lorsqu'il est conduit sans perte de qualité, est une alternative pertinente à l'exploitation minière. Nonobstant une démarche pertinente, elle pose plusieurs limites à la démarche d'écoconception. La première limite, les outils utilisés sont complexes et lents au regard de la démarche de conception (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016b ; Peças et al., 2016 ; Pommier et al., 2016). La deuxième limite, les résultats robustes sont obtenus après la mise en service de la filière de recyclage et l'investissement est déjà réalisé. De fait, les industriels sont réticents pour optimiser l'éco-efficience des procédés après l'investissement initial (Hauschild, 2015 ; Herrmann et al., 2015).

Les filières de recyclage peuvent être considérées comme l'assemblage de technologies élémentaires. En constituant une base de connaissances exhaustive des technologies utilisées, nous aurons la capacité de fournir rapidement des résultats aux parties prenantes. Nous l'avons vu les considérations environnementales sont désormais prises en compte dans les choix de conception des scénarios de recyclage. Et certains clients de l'entreprise MTB ont souligné la nécessité de mieux comprendre les impacts environnementaux de la filière de recyclage pour arbitrer les choix de scénarios.

Dans ce chapitre, nous avons présenté les différents cas d'application qui ont permis de construire la méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage. Avec ces différents cas d'applications, nous avons été en mesure de proposer des éléments supplémentaires pour la prise de décisions des parties prenantes, en fournissant des indicateurs techniques, environnementaux en plus des indicateurs économiques.

RÉFÉRENCES DU CHAPITRE 3

- ADEME. *Guide de lecture de l'annexe méthodologique du BP X 30-323*. 2010. p. 1-13.
- AFNOR. *BP X 30-323-0. Affichage environnemental des produits de grande consommation - Référentiel de bonnes pratiques*. France : [s.n.], 2009.
- Althaus H., Blaser S., Tuchscheid M., Jungbluth N., Classen M. *Life Cycle Inventories of Metals - Final report ecoinvent data v2.1, No 10* [En ligne]. EMPA Dübendorf, CH : [s.n.], 2009. 926 p. Disponible sur : < www.ecoinvent.ch >
- Bertram M., Hryniuk M., Kirchner G., Pruvost F. *Aluminium Recycling in Europe*. Brussels : EAA/OEA Recycling Division, 2006. 52 p.
- Bureau of International Recycling. « A Report on the environmental benefits of recycling – A critical review of the data for aluminium ». *Alum. Int. Today*. 2010. p. 4-7.
- Content S. « European plasticiser industry is concerned about the European Parliament Environment Committee's objection to the Authorisation of recycled soft PVC containing DEHP ». *Eur. Counc. Plast. Intermed.* 2015. n°November, p. 1.
- ENTSO-E. « DETAILED MONTHLY PRODUCTION FOR ALL COUNTRIES (IN GWh) ». In : *Stat. from Eur. Netw. Transm. Syst. Oper. Electr.* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. p. 1. Disponible sur : < <https://www.entsoe.eu/db-query/production/monthly-production-for-all-countries> > (consulté le 15 mars 2015)
- European Aluminium Association (EAA). *Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry 2008*. 2008. n°April, p. 84.
- European Aluminium Association (EAA). *LCI Datasets for european aluminium primary and secondary*. 2010. p. 35.
- European Aluminium Association (EAA). *Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry April 2013*. 2013. n°April, p. 78.
- European Commission. « Recommandation de la commission relative à l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie ». *J. Off. l'Union Eur.* [En ligne]. 2013. Vol. May, n°4, p. 1-210. Disponible sur : < <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179&qid=1410857862706&from=EN> >
- European Commission. *Product Environmental Footprint Pilot Guidance Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase*. 2014. p. 1-55.
- Flynn V. « EU Parliament calls for DEHP recycling ban ». *ENDS Eur.* 2015. Vol. November, n°26, p. 2.
- Frischknecht R., Steiner R., Jungbluth N. « The Ecological Scarcity Method Eco-Factors 2006 - A method for impact assessment in LCA ». *Environ. Stud.* [En ligne]. 2009. Vol. 0906, p. 188. Disponible sur : < <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01031/index.html?lang=en%5Cnhttp://www.environment-switzerland.ch/uw-0906-d> >
- Goto T. « Material Recycling of Silane Cross-linked Polyethylene Insulated Cable Using Supercritical Alcohol ». *Polym. Mater. Dep.* 2009. p. 39-40.
- Grimaud G., Laratte B., Perry N. « To Transport Waste or Transport Recycling Plant: Insights from Life-Cycle Analysis ». *Matériaux Tech.* 2017. Vol. 105, n°516, p. 1-13.
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Aluminium Cables Recycling Process : Environmental impacts Identification and Reduction ». *Resour. Conserv. Recycl.* 2017a. Vol. 00, p. 1-14.
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Aluminium cables recycling process: Environmental impacts identification and reduction ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2017b. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.010> >
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables ». In : *Procedia CIRP* [En ligne]. Berlin : [s.n.], 2016a. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.097> >
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Reducing Environmental Impacts of Aluminium Recycling Process Using Life Cycle Assessment ». *12th Bienn. Int. Conf. EcoBalance* [En ligne]. 2016b. Vol. October, p. 7. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.097> >
- Grimaud G., Vaillat M., Ravet D., Laratte B., Perry N. « Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling: case of Electric Cables ». In : *Soc. Mater. Int. Conf. (SAM 11)*. Trondheim, Norway : SOVAMAT, 2017. p. 1.

- Hauschild M. Z. « Better – But is it Good Enough? On the Need to Consider Both Eco-efficiency and Eco-effectiveness to Gauge Industrial Sustainability ». *22nd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2015. Vol. 29, p. 1-7. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.126> >
- Herrmann C., Blume S., Kurlé D., Schmidt C., Thiede S. « The Positive Impact Factory–Transition from Eco-efficiency to Eco-effectiveness Strategies in Manufacturing ». *22nd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2015. Vol. 29, p. 19-27. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.066> >
- Huber R. P., De Schrynmakers P., Schmidt H.-J., Leroy C., Klöpffer W., Warsen J., Bauer C. « Life Cycle Performance of Aluminium Applications ». *Int. J. Life Cycle Assess.* [En ligne]. 2009. Vol. 14, n°Supplement 1, p. 1-102. Disponible sur : < <http://link.springer.com/journal/11367/14/1/suppl/page/1> >
- Huijbregts M. A. J., Hauschild M. Z., Jolliet O., Margni M., McKone T., Rosenbaum R. K., Van de Meent D. *USEtox User manual*. 2010. p. 23.
- International Aluminium Institute (IAI). *Global life cycle inventory data for the primary aluminium industry - 2010 Data*. London : [s.n.], 2013. 53 p.
- International Aluminium Institute (IAI). « Aluminium Mass Flow Europe 2013 ». In : *Reg. Mass Flow Model. - Part A* [En ligne]. London : [s.n.], 2014. p. 8. Disponible sur : < <http://www.world-aluminium.org/publications/> >
- JRC - Institute for Environment and Sustainability. « Specific guide for Life Cycle Inventory data sets - EUR 24709 EN ». In : *Int. Ref. Life Cycle Data Syst. Handb. - First Ed.* [En ligne]. Brussels : European Commission, 2010a. p. 142. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2788/39726> > ISBN : 9789279190933.
- JRC - Institute for Environment and Sustainability. *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods - EUR 25167* [En ligne]. Brussels : European Commission, 2012. 31 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2788/60825> > ISBN : 9789279227271.
- JRC - Institute for Environment and Sustainability. « Framework and requirements for LCIA models and indicators - EUR 24586 EN ». In : *Int. Ref. Life Cycle Data Syst. Handb. - First Ed.* [En ligne]. Brussels : European Commission, 2010b. p. 116. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2788/38719> > ISBN : 9789279175398.
- Lacarrière B., Deutz K. R., Jamali-Zghal N., Le Corre O. « Emergy assessment of the benefits of closed-loop recycling accounting for material losses ». *Ecol. Modell.* [En ligne]. 2015. Vol. 315, p. 77-87. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.015> >
- Leroy Y., Lasvaux S. « De la gestion des incertitudes en analyse de cycle de vie ». *Marché Organ.* [En ligne]. 2013. Vol. 17, n°1, p. 65. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/maorg.017.0065> >
- Ministère de l'Écologie. *LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement*. France : LegiFrance, 2009.
- Ministère de l'Écologie. « Annexes : Bilan au parlement de l'expérimentation nationale ». In : *Affichage environnemental des Prod. Gd. Consomm.* Paris, France : [s.n.], 2013. p. 596.
- MTB Recycling. « The Cable Box présentation ». In : *MTB BOX, Plug'n Run* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2016. p. 2. Disponible sur : < <http://www.en.mtb-box.com/#!/cable-box-1/w0e5e> > (consulté le 30 juillet 2016)
- Niero M., Olsen S. I. « Circular economy : to be or not to be in a closed product loop ? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2015. Vol. 114, p. 18-31. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.023> >
- Norgate T. E., Jahanshahi S., Rankin W. J. « Assessing the environmental impact of metal production processes ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2007. Vol. 15, n°8-9, p. 838-848. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.06.018> >
- Peças P., Götze U., Henriques E., Ribeiro I., Schmidt A., Symmank C. « Life Cycle Engineering – Taxonomy and State-of-the-art ». *23rd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2016. Vol. 48, p. 73-78. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.04.085> >
- Pfister S., Koehler A., Hellweg S. « Assessing the Environmental Impact of Freshwater Consumption in Life Cycle Assessment ». *Environ. Sci. Technol.* 2009. Vol. 43, n°11, p. 4098-4104.
- Pommier R., Grimaud G., Prinçaud M., Perry N., Sonnemann G. « LCA (Life Cycle Assessment) of EVP – engineering veneer product: plywood glued using a vacuum moulding technology from green veneers ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2016. Vol. 124, p. 383-394. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.130> >
- Powernext. *Lots of certified energy supplies to MTB Plant - Period 2012-2014* [En ligne]. 2014. p. 59. Disponible sur : < http://www.powernext.com/index.php#sk;tp=app;n=market;f=listMarketTable;t=layout/go;fp=system_name:g >

- o;lang=en_US;m=Services >
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G. A., Rydberg T., Schmidt W. P., Suh S., Weidema B. P., Pennington D. W. « Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications ». *Environ. Int.* [En ligne]. 2004. Vol. 30, n°5, p. 701-720. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005> >
- Ruiz Moreno E. « New data in version 3.1, changes from v2.2 ». In : *Ecoinvent User Meet.* [En ligne]. Basel : Ecoinvent Centre, 2014. p. 25. Disponible sur : < http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/presentation_papers/SETAC_2014/E_Moreno_New_data_140516_corr.pdf >
- Ruiz Moreno E., Lérová T., Bourgault G., Wernet G. *Documentation of changes implemented in ecoinvent - Version 3.1*. Ecoinvent. Zurich : [s.n.], 2014. 70 p.
- Scruggs C. E., Nimpuno N., Moore R. B. B. « Improving information flow on chemicals in electronic products and E-waste to minimize negative consequences for health and the environment ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2016. Vol. 113, p. 149-164. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.009> >
- Société Chimique de France. « Aluminium de première fusion ». In : *Données Mond. Eur. sur la Prod. d'aluminium* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2013. p. 5-7. Disponible sur : < <http://www.societechimiquedefrance.fr/extras/donnees/metaux/alum/texalu.htm> > (consulté le 15 novembre 2014)
- Stamp A., Althaus H., Wäger P. A. « Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems : The case of an integrated precious metals smelter-refinery ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2013. Vol. 80, p. 85-96. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.09.003> >
- Weidema B. P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C. O., Wernet G. *Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*. Ecoinvent. St. Gallen, Suisse : [s.n.], 2013. 169 p.
- Weidema B. P., Wesnæs M. S. « Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 1996. Vol. 4, n°3, p. 167-174. Disponible sur : < [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1) >

L'ensemble des pictogrammes utilisés dans ce manuscrit sont issus de la bibliothèque *The Noun Project*.

CHAPITRE 4 PROPOSITION MÉTHODOLOGIQUE

*Ce chapitre a été en partie publié dans Grimaud G, Perry N et Laratte B. **Évaluation de la performance technique des scénarios de recyclage durant la Conception**. Colloque national AIP Primeca, 2017.*

*Dans Grimaud G, Perry N et Laratte B. **Decision Support Methodology for Designing Sustainable Recycling Process Based on ETV Standards**. Procedia Manufacturing 2017.*

*Et dans Grimaud G, Perry N and Laratte B. **Development of an Evaluation Tool for Engineering Sustainable Recycling Pathways**. Procedia CIRP 2018.*

RÉSUMÉ DU CHAPITRE 4

Nous venons de le voir dans le chapitre 3, le recyclage permet des gains environnementaux substantiels qui sont décuplés dans le cas des stratégies d'économie circulaire. L'enjeu industriel est de trouver la meilleure association de technologies pour optimiser le scénario de fin de vie. Pour guider les choix de mise en œuvre des scénarios de recyclage, il est nécessaire d'apporter des réponses quant aux performances de chaque solution. À terme, il s'agit de maîtriser le développement des scénarios de recyclage vis-à-vis des indicateurs de performances en exploitant les expériences et les connaissances.

Jusqu'à présent, les scénarios de fin de vie ont été abordés comme une finalité du cycle de vie sans les intégrer dans la chaîne de valeur. Bien que des solutions d'écoconception se développent, les déchets à recycler demeurent extrêmement complexes. À l'aide de notre proposition méthodologique, nous souhaitons apporter les réponses nécessaires à la prise de décisions au regard des aspects techniques, économiques et environnementaux.

Pour ce faire, nous allons développer un référentiel commun de comparaison, qui est nécessaire pour évaluer la performance des différents scénarios de recyclage envisagés. Ce référentiel repose sur une sélection d'indicateurs adaptés aux parties prenantes. Ces indicateurs sont construits en s'inspirant de la vérification ETV et en perspective de l'évaluation environnementale de type ACV. La figure 4-1 présente le résumé graphique du chapitre. L'objectif de ce quatrième chapitre est de présenter la construction de la méthodologie et de positionner les travaux vis-à-vis des outils scientifiques disponibles.

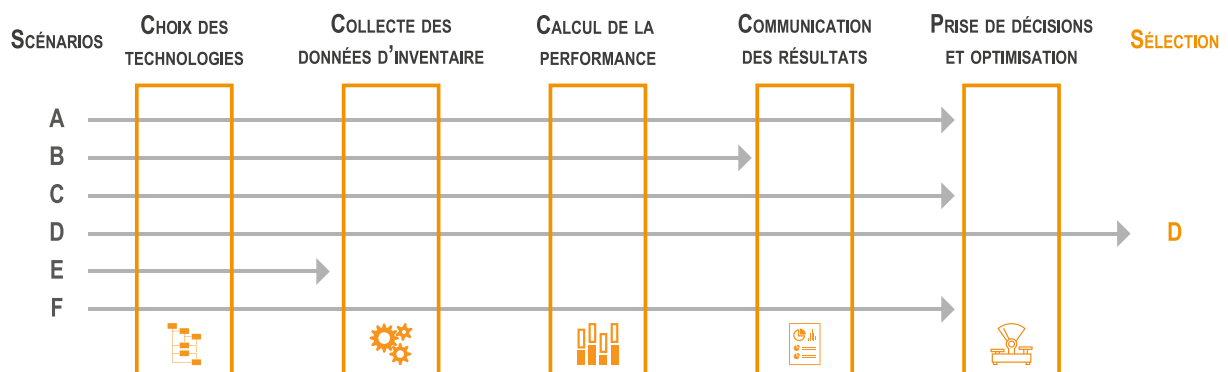


Figure 4-1 Présentation graphique de la proposition méthodologique associée à nos travaux de recherche

4.1 POSITIONNEMENT SCIENTIFIQUE

4.1.1 Présentation des verrous scientifiques

L'enjeu industriel vise à maximiser le recyclage en économie circulaire, c'est-à-dire poursuivre un objectif de déploiement de solutions de recyclage éco-efficientes. Aussi, maximiser l'efficacité des solutions nécessite de quantifier les performances des différentes alternatives pour une prise de décision. Nous présentons dans le tableau 4-1 les verrous scientifiques associés aux motivations industrielles.

Tableau 4-1 Présentation des verrous scientifiques et des questions de recherche associées

Enjeu	Verrou scientifique	Pourquoi	Question de recherche
Déployer des solutions de recyclage en économie circulaire	Évaluation des performances des scénarios de recyclage.	Absence de méthodologie d'évaluation pour les scénarios de recyclage	Comment définir les performances des solutions de recyclage ?
Comparaison des solutions de recyclage	Comparer des performances multi-indicateurs.	Difficultés des choix multicritères.	Comment évaluer la performance des solutions de recyclage ?
Accompagner les parties prenantes dans la phase de conception	Offrir une évaluation robuste dans la phase amont de conception.	Absence du retour d'expérience et des données fiables sur la solution.	Comment intégrer la démarche d'évaluation dans la phase de conception ?

L'optique générale de cette proposition de thèse est de développer une méthodologie pour accompagner et faciliter la prise de décision dans la démarche d'ingénierie concernant la recherche et mise en œuvre d'offre de recyclage efficace, déployée en économie circulaire. Ainsi et avant d'aller plus avant, il est nécessaire de s'appuyer sur une définition de la notion de performance puis de voir comment l'appliquer aux scénarios de recyclage.

4.1.2 Définition de la phase de fin de vie

4.1.2.1 Les composantes de la phase de fin de vie

L'évaluation des performances des scénarios de recyclage nécessite de définir le périmètre d'évaluation. Les outils d'évaluation disponible permettent d'évaluer les technologies de recyclage (Peças et al., 2016), il est donc nécessaire de décomposer la phase de FdV en différents niveaux. Cette proposition de décomposition de la phase de FdV des produits en plusieurs niveaux permet d'identifier le cadre pertinent à prendre en compte pour la modélisation des scénarios alternatifs de recyclage.

La décomposition se base sur la méthodologie de cycle de vie (ISO, 2006a). Pour la phase de fin de vie d'un produit, plusieurs filières de Fin de Vie (FdV) peuvent être envisagées. Le choix de la filière est généralement déterminé par le choix du mode de dessaisi du produit en FdV. Dans le cas d'une filière de recyclage, les différentes étapes de la filière de FdV ont été présentées sur la figure 2-9. Si nous considérons les étapes de traitement de la filière de FdV, différents scénarios de recyclage sont possibles, par exemple le recyclage thermique peut être en concurrence avec le recyclage mécanique.

Ces scénarios de recyclage reposent sur des enchaînements spécifiques de processus pouvant être commun à plusieurs scénarios en fonction des étapes nécessaires au traitement du déchet. Les processus font appel à des solutions techniques qui reposent sur des choix de technologies. Nous présentons quelques exemples d'alternatives associées à la décomposition de la phase de FdV d'un produit sur la figure 4-2. Les exemples donnés sur la figure ne sont pas exhaustifs et visent seulement à comprendre la décomposition de la phase de FdV. Les processus de broyage et de séparation sont détaillés sur la figure avec la présentation de solutions et des technologies associées.

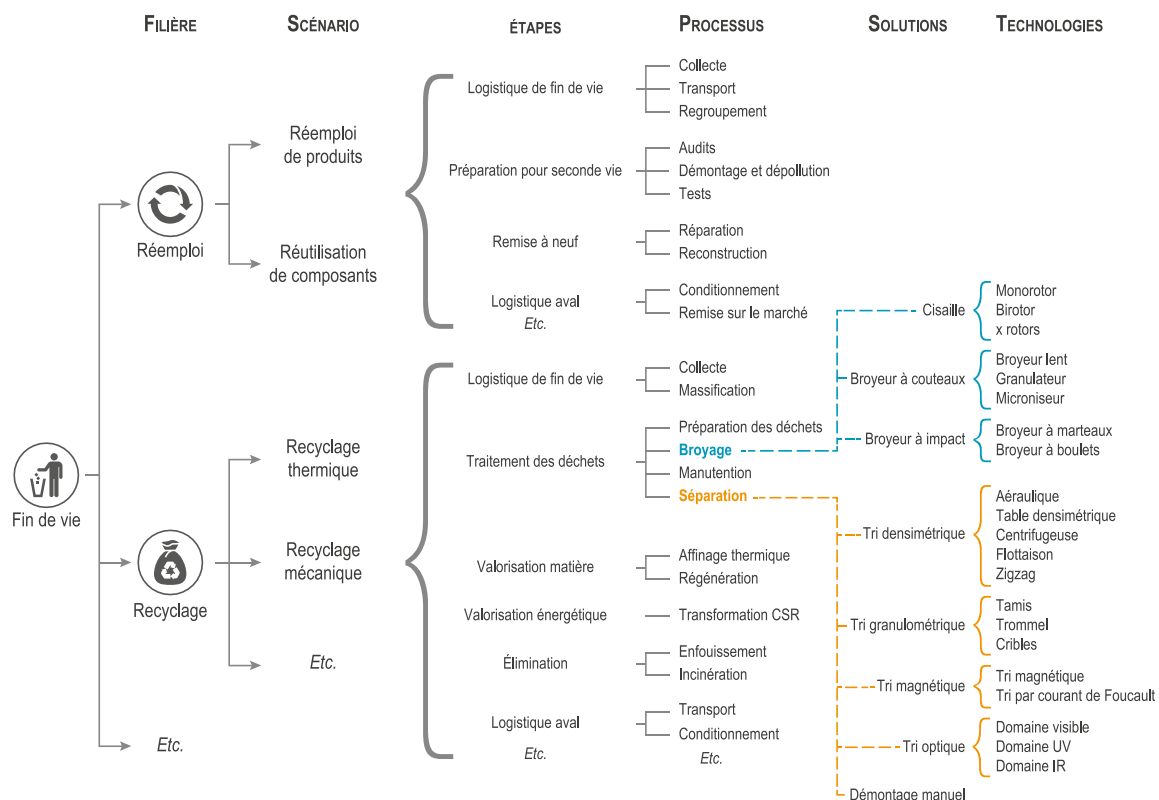


Figure 4-2 Quelques exemples de décomposition de la phase de fin de vie des produits

4.1.2.2 Construction des scénarios de recyclage

Les scénarios de recyclage correspondent à un enchaînement de processus de recyclage qui ont pour finalité de décomposer un flux de déchets, composé de produits en FdV, en sous-ensemble et en MPR. Les déchets complexes sont orientés vers une filière de recyclage avec

différents scénarios alternatifs à construire et à évaluer. Nous avons réduit le périmètre de l'évaluation aux scénarios de recyclage en lien avec le cadre d'application au sein de l'entreprise MTB. Aussi, nous considérons que le choix de la filière de FdV (réemploi, recyclage, ordures ménagères, etc.) est déjà effectué. Pour faciliter la compréhension de la décomposition de la filière de FdV, nous proposons sur la figure 4-3 une représentation de la phase de FdV des DEEE afin d'identifier les principales étapes des scénarios de recyclage. Dans notre cas d'étude, seul le scénario C de la figure 4-3 nous intéresse.

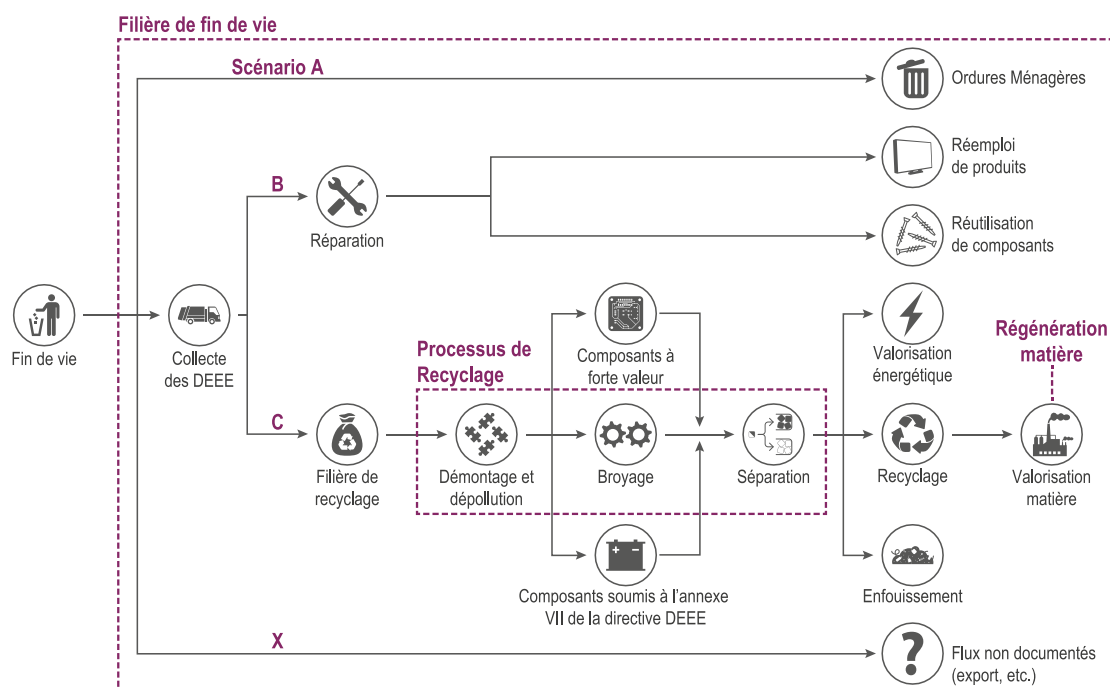


Figure 4-3 Représentation de la phase de fin de vie des DEEE avec des scénarios alternatifs (adapté de Arduin Horta et al., 2017)

La phase de fin de vie des DEEE est intéressante, car elle permet de visualiser plusieurs alternatives de filières : recyclage, réutilisation, ordure ménagère. Ainsi que la chronologie des étapes de la filière de FdV. Les processus de recyclage ne sont pas détaillés sur cette première représentation. Pour le recyclage des DEEE, il existe un grand nombre de solutions alternatives pour les processus des étapes de recyclage. Nous proposons une liste non exhaustive sur la figure 4-4.

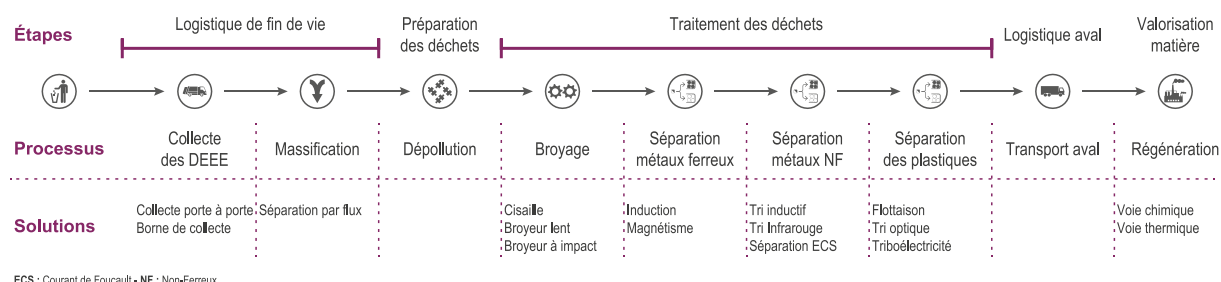


Figure 4-4 Visualisation des solutions alternatives pour chaque étape du scénario de recyclage mécanique des DEEE

La décomposition proposée sur la figure 4-4 permet de décrire avec précision la phase de FdV des DEEE dans le cas d'un scénario de recyclage mécanique. Chaque processus a pour finalité une action qui permet de concourir à cette décomposition. Le travail de l'équipe de conception des scénarios de recyclage vise à sélectionner les solutions de recyclage et les technologies associées.

4.1.3 Définition de la notion de performance

La notion de performance est un terme fourre-tout qu'il est important de définir (paragraphe 4.1.3.1, 4.1.3.2 et 4.1.3.3) puis d'appliquer à notre cas d'études des scénarios de recyclage dans le paragraphe 4.1.4.

4.1.3.1 Définition générale de la notion de performance

Ces travaux de recherche nous interrogent sur la définition de la notion de performance. Comme le relève Notat (2007), la performance est au cœur de toutes les démarches d'évaluation des entreprises, des organisations, des procédés, des systèmes, etc. La performance est définie comme un constat officiel enregistrant un résultat accompli à un instant t , toujours en référence à un contexte, à un objectif et un résultat attendu, et ce quel que soit le domaine (Baird, 1986). Bien que la performance constitue un des socles de l'amélioration et de l'optimisation des systèmes, ce concept reste imprécis (Marchesnay, 2004). Dans la pratique la performance est un mot-valise, un concept flou et multidimensionnel qui prend son sens dans le contexte et son application (Salgado, 2013). Le sens de la performance superpose trois types de significations :

- i. Le processus ou mode d'obtention du résultat (Baird, 1986)
- ii. Le résultat d'une action (Bouquin, 2001)
- iii. Le succès de l'action (Bourguignon, 1995)

Le choix d'une de ces trois dimensions de la performance (processus, résultats ou succès) influence directement l'approche retenue pour évaluer la performance moyenne qui contribue à sa réalisation (Marion et al., 2012). Lorsque la performance repose sur l'évaluation ex post des résultats obtenus, l'analyse de la mesure sera prioritairement orientée sur la capacité d'un système à atteindre ses objectifs (Bouquin, 2001). Lorsque la performance repose sur une appréciation des processus mis en œuvre, c'est-à-dire les différents modes d'obtention du résultat, son évaluation requiert d'intégrer dans l'analyse les conditions d'obtention du résultat (Baird, 1986). Enfin, lorsque la performance traduit un succès d'une action, elle apparaît comme une construction sociale. Ici, la performance devient une notion contingente appelée à avoir une signification variable au gré des attentes des parties prenantes (Bourguignon, 1995).

Gibert (1980) a décrit l'évaluation de la performance comme la relation ternaire entre les objectifs poursuivis, les moyens utilisés pour les atteindre (biens, produits, services, etc.) et

les résultats obtenus. Une représentation de la relation ternaire est visible sur le triptyque de la figure 4-5. Il existe un rapport un à un entre ces trois composantes. Ces rapports définissent les principes fondamentaux de la définition de la performance (Marques, Gourc, et Luras, 2011) :

- L'**efficacité** permet de mesurer si les résultats sont en accord avec les objectifs. Elle traduit l'aptitude à atteindre les objectifs, en rapportant les résultats aux objectifs.
- L'**efficience** (ou rendement) est le rapport entre les résultats réellement obtenus et les ressources utilisées pour les atteindre. Elle met en relation les résultats et les moyens, en rapportant un indicateur de résultat à un indicateur de mesure des moyens (par ex. : financiers) employés.
- La **pertinence** mesure l'adéquation entre les moyens et les objectifs avec les contraintes de l'environnement. La pertinence permet d'évaluer la performance dans le domaine stratégique, c'est-à-dire l'avantage concurrentiel à partir d'une appréciation entre l'adéquation des éléments de l'offre (créateurs de valeur) et les attentes du marché.

En plus de ces trois principes fondamentaux Marion *et al.* (2012) propose d'ajouter la **cohérence** qui traduit l'harmonie des composants de base du système pour mesurer l'équilibre (Ecosip, 1999).

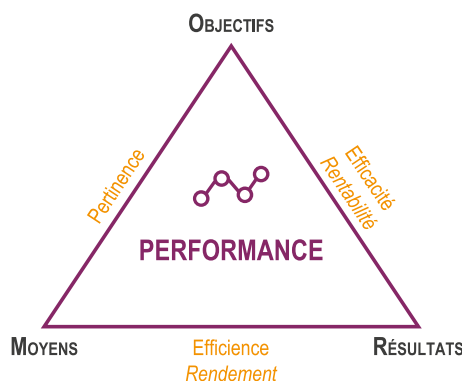


Figure 4-5 Présentation du triptyque de la notion de performance proposé par Gibert

Un indicateur de performance (IP) est une information conduisant le cours d'une action vers l'atteinte d'un objectif et d'y évaluer le résultat (Diamantini *et al.*, 2014). L'indicateur n'est pas nécessairement un chiffre, l'IP peut prendre toute forme informationnelle répondant à l'une ou l'autre des deux fonctions suivantes conduites de l'action, évaluation de résultats. Il peut se fonder sur un jugement qualitatif, un signe binaire (par ex. : oui/non, vrai/faux), un graphique, etc. Son utilité est relative à une action (par ex. : à piloter, à lancer, à ajuster, à évaluer). Il est donc étroitement lié à un processus d'action précis. De l'action vers l'indicateur, le choix de l'action fondant l'indicateur donc l'indicateur n'a d'utilité que pour piloter l'action et son résultat et non l'inverse (Baird, 1986).

En résumé un IP est une variable pertinente pour la prise de décision. Dans la pratique, un IP peut être tout ratio utilisant deux ou plusieurs mesures importantes de l'unité ou du secteur, et directement lié à la performance (plutôt qu'à l'activité). Cette notion renvoie à la

définition de Gibert présenté dans la section 4.1.3.1. Quel qu'il soit, un indicateur peut prendre deux valeurs ; une valeur cible, qui traduit l'objectif que l'on se fixe (référence) et une valeur en fin d'exercice, qui traduit le niveau de réalisation de l'objectif (Bouquin, 2001).

4.1.3.2 La performance environnementale

Dans la littérature la performance environnementale est analysée selon quatre dimensions :

- i. L'amélioration des produits, services et processus, par le biais de l'écoconception
- ii. Les relations avec les parties prenantes, au travers de la Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE)
- iii. La conformité réglementaire, suivi Qualité, Hygiène, Sécurité, Environnement (QHSE) ; et des impacts financiers en utilisant par exemple une comptabilité extra financière
- iv. Les impacts environnementaux et l'image de l'entreprise (RSE)

Cette approche est critiquée par Caron *et al.* (2007) qui considère qu'elle laisse peu de place aux acteurs et que la qualité globale de la performance environnementale n'est pas intégrée. Pour sa part Janicot (2007) propose une autre approche dans laquelle coexistent deux logiques concurrentes de représentation de la performance environnementale. La première vise en priorité le contrôle de la performance pour un usage interne, tandis que la seconde répond aux attentes externes et vise la recherche de légitimité symbolique reposant sur des images de conformité aux valeurs de la société.

Les indicateurs environnementaux sont des grandeurs, établies à partir de quantités observables ou calculables, reflétant de diverses façons possibles les impacts sur l'environnement occasionnés par une activité donnée (Tyteca, 1996). Ces indicateurs sont généralement rassemblés dans un tableau de bord synthétique pour un usage interne. La norme ISO 14031 (2013) distingue deux types d'indicateurs :

1. Les **indicateurs de performance environnementale (IPE)** fournissent des informations sur la performance environnementale des opérations de l'entreprise et sur les efforts accomplis par la direction pour influencer cette performance.
2. Les **indicateurs de condition environnementale (ICE)** donnent des informations relatives à la condition locale, régionale, nationale, voire mondiale, de l'environnement. Ils permettent de voir le lien entre l'état de l'environnement à un moment donné et les activités de l'entreprise.

L'audit environnemental est un outil de gestion qui a pour objectif l'évaluation systématique, documentée, périodique et objective du fonctionnement de l'organisation en matière d'environnement (Desmazes et Lafontaine, 2007). Les audits réalisés et les indicateurs utilisés sont source de méfiance en raison du problème d'interprétation lié à la définition, mesure et interprétation des valeurs obtenues. De fait, des travaux existent actuellement soit pour fiabiliser les données, soit pour définir des systèmes d'indicateurs de performance robustes (Dohou-Renaud, 2009).

Afin d'estimer la performance environnementale de différents scénarios du recyclage, les IPE et ICE définis normativement ne sont pas suffisants ; et ils ne s'intègrent pas dans le processus de conception.

4.1.3.3 Notions d'éco-efficience et d'éco-efficacité

L'évaluation de la performance est avant tout destinée à la prise de décision pour tendre vers un idéal, elle se définit comme le processus de quantification de l'efficience et de l'efficacité (Neely, Gregory, et Platts, 2005). Les notions d'efficacité et d'efficience introduites par la définition de la performance sont régulièrement utilisées pour décrire les performances des systèmes industriels. À ces notions, la dimension environnementale est ajoutée avec le préfixe éco.

L'**éco-efficience** (en anglais *eco-efficiency*) a été définie par Jakobsen comme :

L'éco-efficience est l'amélioration de la performance environnementale d'un produit à travers sélection de matériaux à faible impact, la réduction de l'utilisation des matériaux, la réduction de la consommation d'énergie, la réduction des déchets et de la pollution pour une unité fonctionnelle d'un produit donné durant son cycle de vie. À performance équivalente, une unité d'un système de produit donné est dite être plus éco-efficiente qu'une unité d'un système concurrent, lorsque le dommage environnementale liée à la production, l'utilisation et la fin de vie du premier produit est inférieure à celui du second produit (Jakobsen, 1999).

À l'échelle d'un secteur industriel, l'éco-efficience peut permettre d'accroître la productivité, la rentabilité et donc la compétitivité économique du secteur, tout en minimisant les impacts énergétiques ou environnementaux. L'éco-efficience est donc définie comme la maximisation de la performance économique rapportée aux effets sur l'environnement (Stigson et al., 2006) :

$$\text{Éco-efficience} = \frac{\text{Valeur du produit ou service}}{\text{Conséquences environnementales}}$$

À l'échelle des produits ou des services, l'éco-efficience implique les démarches suivantes :

- Réduction de l'intensité en matière des biens et des services.
- Réduction de l'intensité énergétique des biens et des services.
- Réduction de la dispersion de produits toxiques.
- Augmentation de la recyclabilité des matériaux.
- Maximisation de l'usage durable des ressources renouvelables.
- Extension de la viabilité des produits.
- Augmentation de l'intensité des services apportés par les produits.

Une distinction dans la définition de l'éco-efficience est proposée par l'économiste Schaltegger (1996). Il s'agit de distinguer deux sous-ensembles : l'éco-efficience « produit »

et l'éco-efficience « fonction ». Dans le premier cas, l'éco-efficience est évaluée à l'échelle du produit sans comparaison avec des solutions alternatives, il s'agit de l'écoconception au niveau des composants ou du produit comme présenté dans le tableau 1-8. Le second cas propose une vision plus élargie, on se focalise sur les performances qui correspondent aux besoins. Ainsi, il est possible de comparer différentes réponses à la même fonction, l'analyse se place au niveau fonctionnel. Par exemple, une voiture peut être éco-efficace en tant que produit, mais le sera beaucoup moins qu'un vélo si on s'attache à une fonction spécifique comme transporter une personne sur 3 kilomètres.

La notion d'éco-efficience fonction propose une vision élargie en comparant les réponses possibles pour une même fonction. La notion d'éco-efficience demeure une approche centrée sur une technologie ou un produit, qui est bornée par un état des connaissances par rapport auquel elle rend compte des progrès et des évolutions. L'approche systémique est exprimée par la notion d'**éco-efficacité** (en anglais *eco-effectiveness*), Jakobsen propose de la définir comme :

L'éco-efficacité est l'amélioration de l'impact total sur l'environnement lorsque le besoin et la demande des consommateurs sont satisfaits par la réalisation alternative de la fonction en question. L'une des manières de satisfaire une fonction est dite être plus éco-efficace qu'en la réalisant différemment si elle limite davantage ses dommages sur l'environnement que la seconde façon de satisfaire cette fonction (Jakobsen, 1999).

L'éco-efficacité se rapporte au système global et traduit l'approche incrémentale et itérative des innovations éco-efficaces (Kara, Hauschild, et Herrmann, 2018). La figure 4-6 propose une représentation schématique de l'articulation entre les notions d'éco-efficience et d'éco-efficacité avec l'évolution technologique dans le temps.

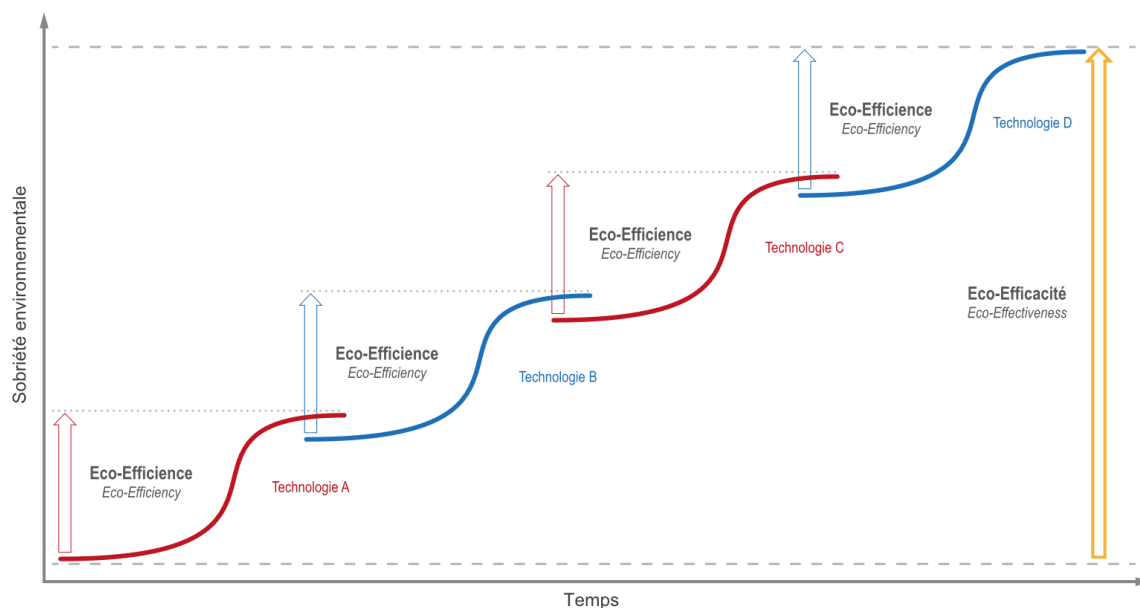


Figure 4-6 Représentation des notions d'éco-efficience et d'éco-efficacité (adapté de Kara, Hauschild, et Herrmann, 2018)

Sur la base de ces définitions et pour relever le défi de l'économie circulaire, les procédés industriels de traitement des déchets doivent être les plus éco-efficients possible afin d'accroître l'éco-efficacité générale des filières de FdV (Herrmann et al., 2015).

La vision de Kara, et al. (2018) d'un gain d'éco-efficacité grâce à l'augmentation incrémentale de l'éco-efficience des procédés, grâce à l'écoconception se heurte à certaines limites. Par exemple, nous l'avons vu dans le cas d'application du recyclage des câbles, MTB peut mettre en œuvre les solutions les plus éco-efficiente possibles pour le recyclage de l'aluminium, si ce dernier est mélangé à la suite du tri avec des qualité inférieures (paragraphe 3.1.1.2), alors le coût environnemental sera supérieur à niveau de performance équivalent. De fait, l'éco-efficacité de la filière sera réduite, pourtant à l'échelle unitaire l'éco-efficience des procédés unitaires de tri a été augmenté.

Cette remarque nous force à élargir notre champ d'étude pour garantir une évaluation cohérente de l'éco-efficacité des filières de traitement des produits en FdV. La modification du champ d'étude se traduit par une unité fonctionnelle orientée filière de traitement et non plus production de MPR.

4.1.4 Application de la notion de performance au recyclage

4.1.4.1 Taux de recyclage et taux de recyclabilité

Nous l'avons rapidement abordé dans la section 1.2.2.4 du chapitre 1, les filières de traitement des déchets sont principalement évaluées au travers des taux de recyclage et de valorisation. Ces taux sont donc considérés comme un IP. Il s'agit en réalité d'indicateurs d'efficacité qui traduisent le rapport entre les composantes objectifs et résultats, où les résultats représentent les fractions recyclées ou valorisées et l'objectif la quantité totale de déchets entrante dans la filière. Le taux de recyclage est défini comme :

Le taux de recyclage rend compte de la proportion dans laquelle un volume de déchets est retraité en substances, matières ou produits en substitution à d'autres substances, matières ou produits (ADEME, 2016a).

Le taux de recyclage est insuffisant pour décrire seul la performance d'un scénario de recyclage, mais donne une première indication sur la performance. Dans le domaine de la conception de produit, c'est le taux de recyclabilité qui est majoritairement utilisé comme IP. Ce taux est calculé pour la configuration et la composition spécifique d'un produit. Il correspond au pourcentage de matériaux qui peuvent être traités par recyclage ou valorisation. Pour ce calcul, la définition de la norme ISO 14021 du terme recyclable est à utiliser :

Caractéristique d'un produit, d'un emballage ou d'un composant associé qui peut être prélevé sur le flux des déchets par des processus et des programmes disponibles, et qui peuvent être

collectés, traités et remis en usage sous la forme de matières premières ou de produits. (ISO, 2016a)

Seuls les matériaux déjà recyclables sont pris en compte lors du calcul du taux de recyclabilité. Et pour être recyclable, il faut que le matériau soit en mesure d'être réintroduit dans un processus de production et qu'il soit associé à une filière de récupération qui lui offre un débouché commercial. Le taux de recyclabilité d'un produit correspond au pourcentage de matériaux qui pourront être recyclés ou valorisés en fin de vie. Comme il s'agit d'un rapport de masse, ce dernier ne rend pas compte de la facilité de recyclage ou de la toxicité du reliquat de matière. Le taux de recyclabilité est un outil quantitatif et monocritère qui ne rend pas compte de la performance de la filière de FdV, mais seulement de la prédisposition d'un produit à être valorisé en FdV.

4.1.4.2 *Indicateur de circularité*

Un paramètre de performance sur la circularité des scénarios de recyclage serait idéal pour quantifier la performance globale d'un scénario de recyclage. Dans une approche systémique, Dwek (2017) a proposé une modélisation du cycle de vie d'un produit associé aux scénarios de fin de vie des matériaux associés. Cette représentation est visible sur la figure 4-7. Cette représentation permet de constater que pour un même flux de produits en FdV différentes options de FdV sont possibles. Et tous les flux de matières qui composent un produit ne subiront pas les mêmes options de traitement en FdV. Dans l'approche de Dwek (2017), la hiérarchie des options de traitement des déchets permet de calculer la circularité des matériaux sur la base du choix des filières de FdV sans pour autant apporter de visibilité quant au niveau de performance de chaque filière. La définition proposée n'est pas suffisante pour distinguer la performance des technologies de recyclage dans la conception du scénario.

La fondation Ellen MacArthur (2015) a proposé un **indicateur de circularité des matériaux** (MCI) que nous avons détaillé dans la section 2.2.1.2. L'idée est de proposer un indicateur qui ne se limite pas à la FdV, mais propose une vision qui sort du périmètre du cycle de vie du produit pour prendre en compte les générations suivantes du matériau dans de nouveaux produits. Il s'analyse non comme un objectif en soi, mais au regard des impacts induits et des changements structurels. L'approche conduit naturellement vers des indicateurs multidimensionnels. Aussi, la fondation Ellen MacArthur propose d'ajouter au MCI des « indicateurs complémentaires » qui concernent l'eau, l'énergie, les émissions GES, etc., et des « indicateurs de risques » tels que la rareté, la toxicité, etc. L'indicateur MCI permet uniquement de calculer la circularité en fin de vie ; or ce critère n'est pas suffisant pour apprécier l'éco-efficacité des filières de recyclage. Et même avec le lot d'indicateurs proposés, l'indicateur MCI n'est pas suffisant pour évaluer les scénarios de recyclage, car ces derniers se focalisent sur la conception de produits en vue de leur FdV.

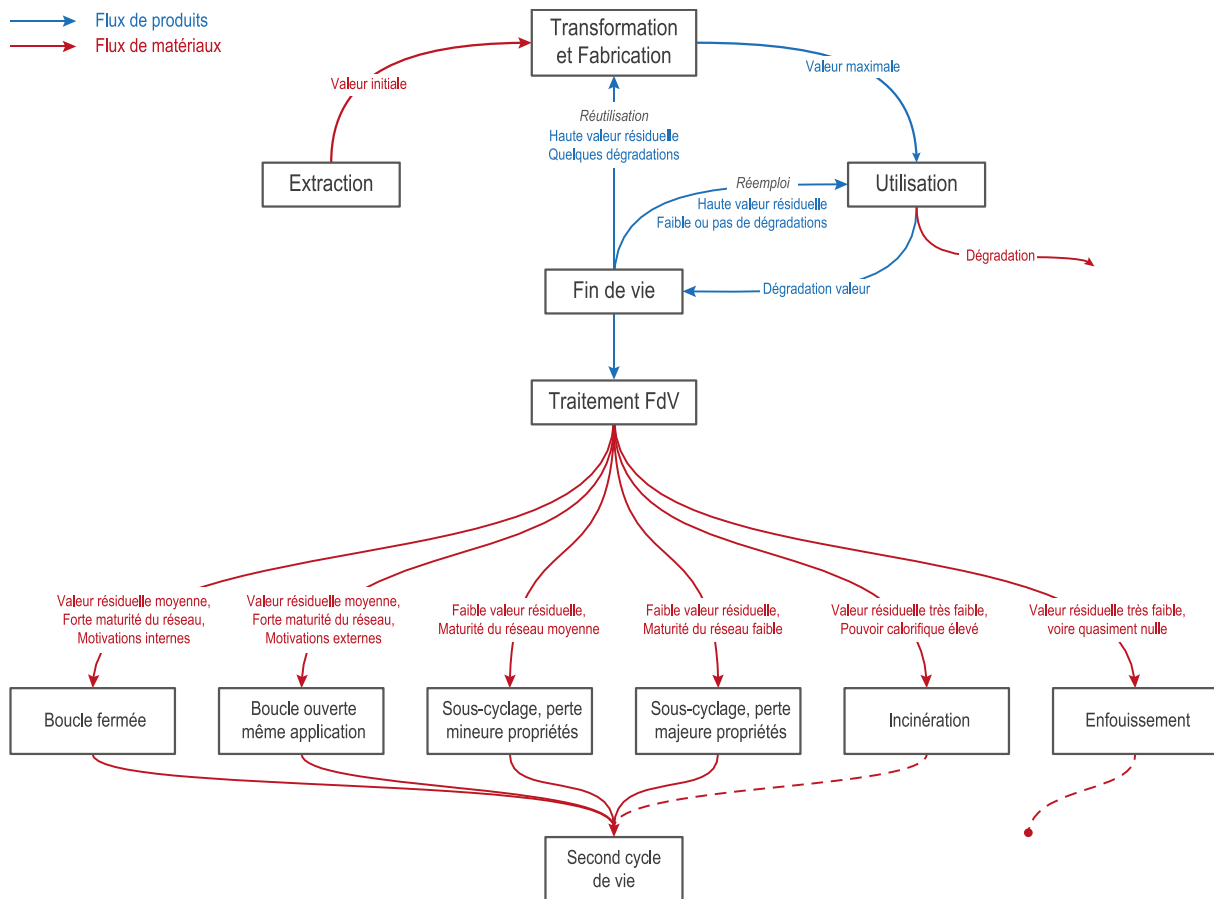


Figure 4-7 Cycle de vie d'un produit et scénarios de fin de vie associés aux matériaux (adapté de Dwek, 2017)

4.1.4.3 Méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience

Dans le cadre des travaux de recherche conduits, nous souhaitons atteindre la capacité optimale (ou maximale) pour une réalisation. Le concept de performance est donc d'abord défini par la notion de résultat. Il s'agit de l'évaluation de l'éco-efficience des processus de recyclage qui nous intéresse pour déployer les scénarios de recyclage optimaux. Le bureau économique international pour le développement durable⁷ (WBSCD) a proposé une hiérarchie des opportunités d'éco-efficience pour l'industrie. Cette hiérarchie se décompose en six niveaux listés ci-dessous :

1. Élimination sans effet négatif sur le produit du processus générateur de polluants.
2. Élimination ou remplacement des matières dangereuses utilisées dans le procédé par un matériau non toxique ou moins toxique.
3. Suppression des déchets ou émissions liés au processus pour réduire les coûts d'élimination des rejets.
4. Étudier les possibilités de captage et de réutilisation des déchets ou des émissions dans le processus.
5. Examiner les possibilités de recyclage.

⁷ WBSCD World Business Council for Sustainable Development – <https://www.wbcsd.org/>

6. Examiner d'autres méthodes de traitement, telles que celles visant à réduire le volume ou la toxicité des déchets ou des émissions.

Cette approche permet de hiérarchiser les stratégies d'éco-efficience pour la production durable de produits, mais ne permet pas d'évaluer une démarche. Or l'évaluation de l'éco-efficience est le pilier de notre méthodologie pour notre cas d'étude pour identifier les pistes d'amélioration, communiquer les performances, aider à la décision les différentes parties prenantes. Dans ce contexte, le WBSCD propose d'utiliser l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) comme outil d'évaluation de l'éco-efficience. Nous revenons plus en détail sur cet outil dans le paragraphe 4.2.3.1.

L'outil d'ACV semble être le bon outil pour caractériser les performances environnementales des procédés de recyclage. Au regard de la méthodologie définie dans les normes ISO 14040 (2006a) et ISO 14044 (2006b), il est important de définir un cadre technique pour s'assurer d'une base de comparaison à isofonctionnelle.

4.2 CONSTRUCTION DE LA MÉTHODOLOGIE

Au regard des enjeux industriels, il semble nécessaire de développer une méthodologie efficace permettant d'accompagner le concepteur dans la phase amont de décision du meilleur agencement des technologies de recyclage pour chaque typologie de déchets. Offrir aux concepteurs et aux autres parties prenantes un outil capable de quantifier les gains et pertes des choix combinatoires des scénarios de recyclage. Comme préconisé par Allwood (2014), la solution retenue repose sur un outil d'évaluation des performances environnementales, économiques et techniques.

Nous avons articulé la construction de la méthodologie autour de quatre étapes clés. Une première étape repose sur la modélisation des scénarios de recyclage. Cette première étape permet d'opérer l'évaluation avec un cadre commun de référence qui s'inspire de la vérification ETV. Les outils d'évaluation environnementale (MFA, ACV et LCC) sont appliqués pour obtenir les résultats de l'éco-efficience des scénarios nécessaires à la prise de décision. La chronologie des étapes est présentée sur la figure 4-8. Nous revenons plus en détail sur les quatre étapes dans la suite de cette section.

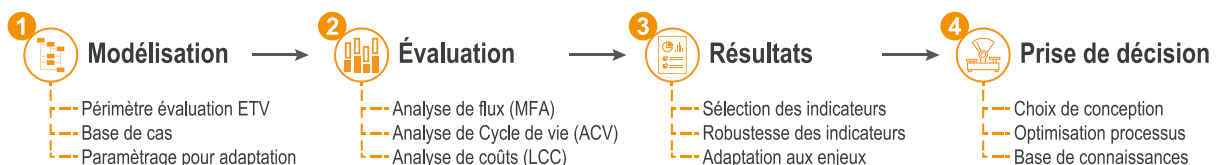


Figure 4-8 Schématisation des étapes de la construction de la méthodologie

Cette approche processus de recyclage est complémentaire à l'écoconception des filières de recyclage proposée par Arduin *et al.* (2016) ainsi que la méthodologie d'aide à la

décision en conception pour préparer la FdV des produits proposée par Martínez Leal *et al.* (2016).

4.2.1 Cadre de comparaison des technologies de recyclage

De nombreux secteurs industriels se réfèrent aux Meilleures Techniques Disponibles (MTD) ou *Best Available Technology (BAT)* pour l'agencement de leurs processus de production. En Europe, ces documents de référence sont édités par le bureau européen de la Prévention et de la Réduction intégrée de la Pollution (IPPC). Son rôle est d'organiser l'échange d'informations entre les États membres, les industriels et les organisations non gouvernementales conformément aux dispositions des différents documents d'orientation. Le travail de l'IPPC se fonde sur la directive européenne sur les émissions industrielles IED 2010/75/UE.

Deux textes de référence sur les émissions dans les différents compartiments environnementaux existent pour les installations de gestion des déchets (European IPPC Bureau, 2006 ; European IPPC Bureau, 2015). Malgré tout, ces textes se bornent à détailler les seuils d'émissions dans les différents compartiments environnementaux en précisant les solutions de réductions de ces pollutions (systèmes d'aspiration, de filtration, de rétention, etc.). Ainsi ces dispositions sont plus adaptées au processus de valorisation énergétique ou d'enfouissement que pour les processus de recyclage.

En s'appliquant à l'ensemble des processus de traitement des déchets sans définir spécifiquement les MTD du recyclage, leur intérêt pour concevoir les scénarios de recyclage est quasiment nul. Il est donc nécessaire de s'appuyer sur un autre cadre de référence pour construire une modélisation robuste.

4.2.1.1 Valorisation des écotechnologies par la vérification ETV

La prise en compte des facteurs environnementaux et énergétiques étant un élément déterminant dans le modèle d'économie circulaire, il est indispensable de promouvoir les scénarios durables, ce qui implique l'introduction de solutions technologiques éco-efficientes. En amont de la première mise en œuvre de nouveaux scénarios de recyclage, l'appréciation par les parties prenantes des performances de ces nouvelles solutions est difficile. Et pour comparer le gain de performances, il est nécessaire de les comparer aux solutions existantes dans un cadre robuste.

Le dispositif de vérification des performances d'écotechnologies par une expertise tierce partie, dit ETV pour *Environmental Technology Verification*, entend répondre à cette problématique de comparaison des nouvelles solutions à la solution de référence (Gould, 2015 ; Lonsdale, 2011). L'objectif général de la vérification des écotechnologies est d'étudier, en vue d'une évaluation, l'éco-efficience de technologies applicables dans l'industrie, pour

fabriquer un produit ou assurer une fonction définie (European Commission, 2016). Le principe de fonctionnement du dispositif ETV est présenté sur la figure 4-9.

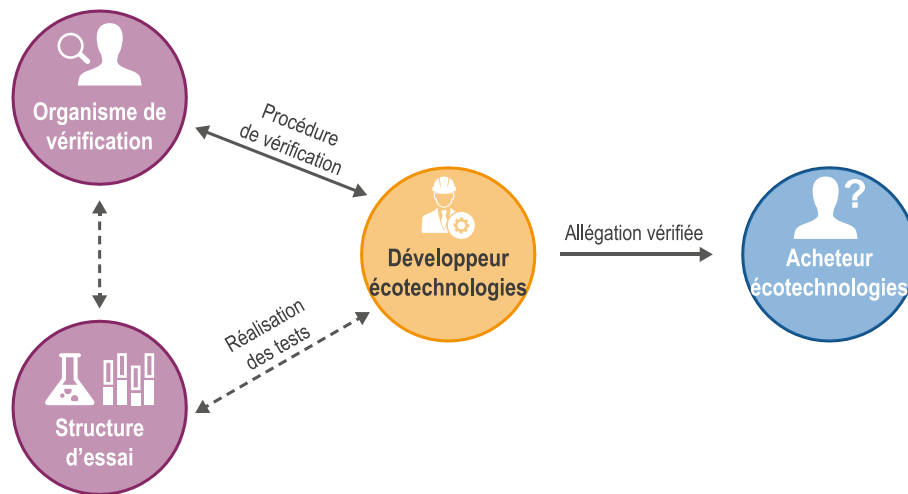


Figure 4-9 Principes de fonctionnement du dispositif de vérification des écotechnologies (ADEME, 2011)

Après une phase pilote depuis 2011 en Europe (European Commission, 2011b), le dispositif ETV est entré dans un déploiement plus important avec la parution de la norme ISO 14034 (2016b). La norme ISO reprend largement les contours du dispositif européen, tels que définis dans le protocole de vérification — version 1.2 (2016) publiée par la DG Environnement de la Commission européenne. La norme ISO 14034 est entrée en phase de révision en 2018.

Dans sa définition normative, le dispositif ETV se concentre sur des paramètres quantifiables et mesurables grâce à des tests liés à la performance d'une technologie et à sa valeur ajoutée environnementale. La valeur ajoutée environnementale est considérée du point de vue du cycle de vie, c'est-à-dire en tenant compte des principaux gains et impacts pendant le cycle de vie de la technologie, mais avec une approche simplifiée. ETV n'a pas le même objectif et ne fournit pas les mêmes informations que des outils environnementaux spécialisés comme l'ACV.

La vérification ETV n'utilise pas les résultats d'une ACV comme quantificateur d'une performance, mais propose plutôt de calculer les rejets directs des procédés. L'ACV permet de donner du contexte dans une vérification, mais il ne s'agit pas d'un élément de performance.

Le dispositif ETV de l'UE intègre des normes de qualité adéquates dans les procédures afin de garantir la précision et la qualité des mesures effectuées par les organismes de vérifications tierces parties. Les organismes de vérification doivent être accrédités par des organismes d'accréditation nationaux, en utilisant la norme ISO/IEC 17020 pour les organismes de contrôle de type A. En d'autres termes, le Protocole de Vérification Spécifique (PVS) définit un schéma d'inspection au sens de la norme ISO/IEC 17020.

Le dispositif ETV définit l'éco-efficience comme un concept opérationnel et un instrument de mise en œuvre du développement durable qui intègre des objectifs énergétiques, environnementaux et économiques (Kerdoncuff, 2011). La norme NF X30-600 (2018) en lien avec les terminologies des éco-entreprises présente la définition ci-dessous pour le terme écotechnologies. Cette définition est très similaire à la définition utilisée dans la section 4.1.3.3 pour le terme éco-efficience.

Ensemble de méthodes et de techniques permettant de prévenir, réduire ou mesurer les atteintes à l'environnement ou permettant, à service rendu équivalent, une réduction de celles-ci au regard des conditions techniques et économiques du moment.

Le dispositif ETV vise avant tout des écotechnologies qui s'inscrivent dans une approche industrielle dite *Business to Business* ou *B to B*. Les bases de la méthodologie ETV permettent l'évaluation de l'éco-efficience des technologies, et s'appuient sur une approche multicritère, qui présente l'avantage d'avoir une vision large de la mise en œuvre d'une technologie et de ses impacts éventuels. L'approche multicritère de la vérification ETV classe les critères selon six familles :

1. Service rendu	4. Évaluation technique
2. Environnement	5. Évaluation des risques technologiques
3. Énergie	6. Évaluation économique

Au regard des familles de critères ci-dessus, la vérification ETV nous semble en adéquation avec notre positionnement scientifique pour répondre à notre stratégie d'évaluation des scénarios de recyclage.

4.2.1.2 Fonctionnement général de la vérification ETV des écotechnologies

Le fonctionnement général de la vérification ETV fait intervenir trois organismes (figure 4-9) : l'organisme demandeur, l'organisme vérificateur, une structure d'essai. L'articulation du processus complet de vérification des écotechnologies est présentée dans l'annexe 10. En complément du schéma présenté dans l'annexe 10, nous apportons quelques compléments sur le fonctionnement de la vérification avec la figure 4-10 ci-dessous.

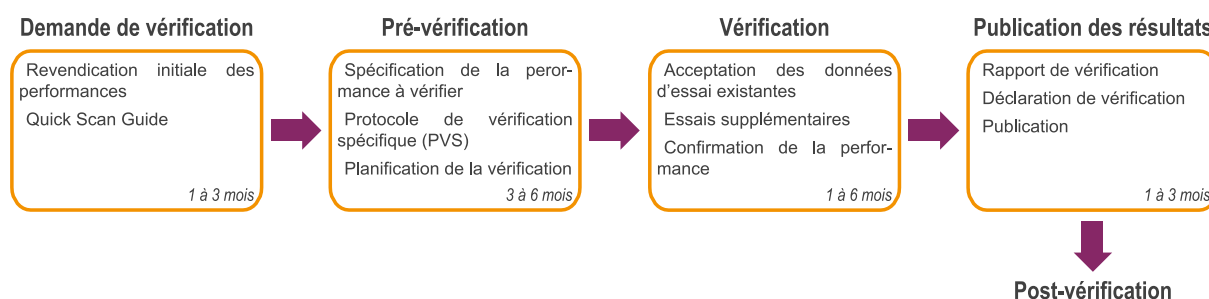


Figure 4-10 Chronologie des principales étapes du protocole de vérification des écotechnologies comme définies par la norme ISO 14034

La première étape de la vérification ETV repose sur une **demande de vérification** à l'initiative de l'organisme demandeur (par exemple : le propriétaire, l'importateur ou le revendeur de l'écotechnologie). Cette demande inclut une description de la technologie accompagnée la revendication de performance, y compris la proposition d'un ensemble de paramètres de performance et de valeurs numériques correspondantes à vérifier. Le demandeur peut fournir les données d'essai existantes pertinentes à l'appui de la revendication de performance accompagnée des méthodes d'acquisition. Les exigences légales correspondantes ou les normes relatives à la technologie et à son utilisation, le dispositif ETV n'a pas pour vocation de vérifier l'adéquation de l'écotechnologie avec les dispositions normatives, mais le demandeur doit apporter la preuve qu'il apporte des performances qui vont au-delà de ces dispositions.

En préliminaire à l'évaluation dans l'étape de **prévérification**, des questions génériques sont posées pour évaluer la technologie étudiée. Les réponses souvent d'ordre qualitatif orientent la démarche de la procédure d'évaluation. Ces éléments sont consignés dans le *Quick Scan Guide*. Ce document est la base de travail pour l'organisme vérificateur afin d'établir le **Protocole de Vérification Spécifique (PVS)**. Le PVS est une transposition du protocole général de vérification appliqué à l'évaluation de performances de l'écotechnologie. Avant le lancement de la vérification, le PVS fait l'objet d'un audit par un expert technique mandaté par l'organisme de vérification. Cette consultation doit valider l'adéquation du plan d'essais avec les revendications de performances. Pour chaque vérification l'organisme vérificateur va interroger l'historique des vérifications pour établir son protocole spécifique.

Une fois le PVS finalisé, le demandeur consulte les structures d'essais compétentes pour le plan d'essais défini. La sélection de la structure d'essais se fait en collaboration avec le vérificateur qui valide la qualification de ces structures pour la réalisation des essais. La **vérification** est basée sur des paramètres annoncés par le fabricant que la structure d'essais viendra confirmer. Le travail du vérificateur se base sur des essais normés réalisés par la structure d'essais et permettant de quantifier des performances quantifiables et mesurables. Il s'agit des deux prérequis pour la validation d'une revendication dans le cadre de la vérification ETV. En plus, des paramètres spécifiques au domaine de la technologie, plusieurs paramètres de bases ont été définis pour confirmer l'éco-efficience, il s'agit notamment :

- Émissions dans l'eau, l'air et le sol
- Consommation d'eau
- Consommation d'énergie : électricité et chaleur
- Comparaison avec la technologie de référence

La **publication des résultats** prend la forme d'un rapport de vérification, ainsi qu'une déclaration de vérification qui vient valider le respect des revendications de performances établies par le fabricant de l'écotechnologie.

Dans le monde, depuis les premières vérifications américaines et canadiennes réalisées en 1997, plus de 1 500 vérifications sont recensées (Layachi, 2016). Ce sont d'ailleurs les

pays disposant historiquement d'un dispositif ETV (Japon, USA et Corée du Sud) qui cumulent le plus de vérifications ETV. L'Europe cumule un peu moins de 100 vérifications depuis le début du programme (ADEME, 2016c). Les écotechnologies sont classées selon huit catégories dont l'une d'entre elles inclut les solutions de traitement des déchets, intitulé « Matériaux, déchets et ressources » (Ratman-Klosinska et al., 2012). Dans cette seule catégorie, moins de 150 écotechnologies ont été vérifiées (Layachi, 2016).

Après la vérification, les résultats sont publics et accessibles par tous. La vérification ETV n'a pas pour finalité la comparaison des procédés entre eux. Il s'agit seulement de confirmer des performances pour atteindre un marché avec des informations certifiées. Ainsi pour la vérification de plusieurs solutions technologiques, les vérifications ETV devront faire appel à un protocole de vérification identique.

Il n'existe pas de classement des technologies vérifiées et même si les technologies qui concourent aux objectifs similaires sont revues avec des protocoles similaires, une écotechnologie plus performante ne vient pas supplanter les technologies antérieures. Cette lacune dans le dispositif nous oblige à compléter la méthodologie.

4.2.1.3 La vérification ETV des écotechnologies comme cadre de référence

En novembre 2016, l'entreprise MTB a initié une vérification sur le scénario de recyclage des câbles en aluminium. En octobre 2018 cette vérification est à l'étape de vérification. Dans ce cas les procédés de recyclage se situent dans la fourchette haute de la durée nécessaire à la vérification des écotechnologies (figure 4-10). La durée moyenne du processus de vérification oscille normalement entre six mois et un an et demi.

Le protocole de vérification a été particulièrement long à établir en l'absence d'autres technologies similaires déjà vérifiées dans le domaine de « Matériaux, déchets et ressources ». Pour le moment, aucune écotechnologie en lien avec la gestion de déchets, transposable à notre périmètre de recherche, n'a donné lieu à une publication des résultats de vérification. Aussi, en l'absence de vérification, il n'existe pas de protocole pour ce domaine de procédés ni de paramètres techniques de référence pour évaluer les performances.

La recherche d'antériorité conduite par l'organisme vérificateur RESCOLL n'a identifié qu'une seule autre technologie de recyclage mécanique en cours de vérification début 2018. Cette vérification porte sur un procédé de recyclage des gazons synthétiques au Danemark (Re Match, 2016). Le PVS de la technologie proposée par *Re Match* ne sera disponible qu'une fois la publication des résultats de la vérification, aussi nous ne pouvons présenter les similarités des deux processus de vérification.

La durée de vérification est incompatible avec les contraintes d'une évaluation en phase de conception. De même que l'absence de mise en concurrence des scénarios comme souhaités dans notre démarche scientifique. Cependant, nous utilisons l'expérience de la

vérification pour déployer un cadre de référence. En l'occurrence, le protocole de vérification présente un ensemble de tests de vérification à réaliser pour confirmer les revendications de performances. Au sein des familles de critères pouvant définir la performance d'une écotecnologie, quatre types de paramètres existent, ils sont listés dans le tableau 4-2, ci-dessous.

Tableau 4-2 Présentation des différents types de paramètres dans le cadre de la vérification ETV et définitions associées

Type	Définition
Performance	Paramètres mesurables tels que la pureté ou le rendement. Ces paramètres constituent généralement la base des revendications de la vérification ETV. Ils ont une valeur objective.
Fonctionnement	Paramètres mesurables. À la différence des indicateurs de performance qui permettent de quantifier des valeurs pics, les indicateurs de type fonctionnement s'intéressent aux valeurs moyennes des procédés pour prendre en compte les contraintes de débits, les temps d'arrêt, la maturité industrielle du processus.
Environnemental	Les indicateurs de type environnementaux évaluent les nuisances liées aux procédés. Il s'agit aussi bien des intrants nécessaires que des sortants. L'étude ne se limite pas à un milieu, mais propose une vue holistique de l'ensemble des compartiments.
Additionnel	Il s'agit d'indicateurs qualitatifs. Ils permettent de prendre en compte des informations périphériques, mais nécessaires à l'évaluation du procédé. Il s'agit par exemple des informations suivantes : ▪ Espace utilisé et ergonomie ▪ Nombre d'opérateurs nécessaire et qualifications ▪ Maintenance et consommables.

En l'absence de protocole déjà établi pour les procédés de recyclage mécanique, nous avons décidé de privilégier une définition des revendications des performances sur la base d'une approche utilisateur final. Cette approche permet de prendre en compte les contraintes du marché et ainsi de venir en concurrence de solutions de référence dans le domaine de la production de MP. La vérification ETV compare non plus des procédés de recyclage entre eux, mais des solutions de productions de MP vierges ou recyclées.

En considérant les typologies de paramètres du tableau 4-2, nous avons établi la liste de paramètres de performance à vérifier ci-dessous du tableau 4-3. Cette liste de paramètres est issue du protocole de vérification établi par le laboratoire RESCOLL sur la base des revendications de performances indiquées par MTB pour sa solution de recyclage des câbles en aluminium (Ausset et Michaud, 2017). Finalement le nombre de paramètres de vérification reste limité (tableau 4-3), plusieurs paramètres environnementaux et additionnels auraient pu être ajoutés à cette vérification, mais ils ne relèvent pas d'un caractère générique pour l'ensemble des procédés de recyclage.

Tableau 4-3 Liste des paramètres de vérification et caractéristiques dans le cadre de la vérification ETV en cours chez MTB

Nom	Type	Description	Mesure
Rendement	Performance	Taux de récupération d'un matériau présent dans le flux de déchets.	Mesure de la concentration avant et après recyclage.
Pureté des sorties	Performance	Qualité des sorties de MPR en fin de processus de recyclage.	Mesure de la composition matière après recyclage.
Capacité de traitement	Fonctionnement	Quantité de déchets traités par unité de temps.	Mesure du temps de traitement pour une quantité donnée.
Capacité de production	Fonctionnement	Quantité de MPR produite par unité de temps.	Mesure de la quantité produite pour une durée définie.
Consommation électrique	Fonctionnement	Suivi de la consommation électrique des différents procédés.	Mesure de la consommation électrique pendant une durée définie.

4.2.2 Modélisation des scénarios de recyclage

Ni les réglementations ni les organisateurs des filières de FdV ne définissent les Meilleurs Techniques Disponibles (MTD) pour le traitement des flux de produits en FdV. Force est de constater que les parties prenantes de la filière de FdV ne sont pas suffisamment accompagnées dans la conception des filières de FdV. Par expérience, les choix de conception sont exclusivement pris selon des considérations économiques et se révèlent particulièrement contre-productifs d'un point de vue environnemental pour limiter l'épuisement des ressources (Allwood et al., 2011). Nous devons donc élargir le spectre des indicateurs de performances aux considérations environnementales et techniques.

Comme indiqué précédemment, la vérification ETV est incompatible avec une évaluation de l'ensemble des itérations d'une démarche de conception des scénarios de recyclage. Toutefois, les revendications établies dans le cadre de la démarche ETV définissent les paramètres de performances indispensables à la modélisation des scénarios de recyclage.

4.2.2.1 Complexité de modélisation des filières de fin de vie

La filière de FdV est une filière inversée par rapport aux modélisations existantes (Reuter et Van Schaik, 2015). Il s'agit d'une filière qui doit produire des flux homogènes et normés, à partir de flux entrant hétérogène. Il ne s'agit pas non plus d'une approche de déconstruction, car le flux de produits n'est pas toujours équivalent et ne permet pas une approche d'ingénierie inversée (Realf, Ammons, et Newton, 1999). La stratégie vise plus à révéler les matériaux présents dans un flux hétérogène qu'à démanteler un produit pour chercher une matière (Gentil et al., 2010).

La figure 4-11 présente la représentation proposée par Gentil d'une filière générique intégrée de gestion des déchets. Dans cette représentation, la ligne pointillée extérieure représente la société dans son ensemble c'est-à-dire la technosphère. La ligne pointillée intérieure représente les limites de la filière de gestion des déchets pour laquelle une liste non exhaustive de processus de gestion des déchets est proposée. Les entrées et les sorties de l'ensemble de la filière de gestion des déchets sont visualisées en haut et en bas. L'encadré à droite indique les échanges de la filière vers la société en général.

La représentation de Gentil permet de visualiser l'ensemble des échanges, mais l'échelle reste trop globale et ne permet pas d'identifier les paramètres de performances de chaque élément de la filière de traitement des déchets. Aussi cette représentation macroscopique semble plus efficace pour les systèmes intégrés de gestion des déchets ménagers, mais beaucoup moins dans le cas de filières spécifiques. En effet, dans ce contexte ce sont les optimisations de flux logistiques et les choix de filières de traitement qui permettent les plus importants gains de performances (Lima et al., 2018 ; Sahoo et al., 2005). Aussi, les résultats obtenus avec l'évaluation d'une modélisation aussi large ne pourront être extrapolés à une démarche de conception. Et la généralisation à d'autres familles de déchets que les déchets ménagers à l'échelle d'un territoire semble compliquée avec cette modélisation. Cette représentation ne permet pas de prendre la mesure des variations du flux, et de la composition intrinsèque.

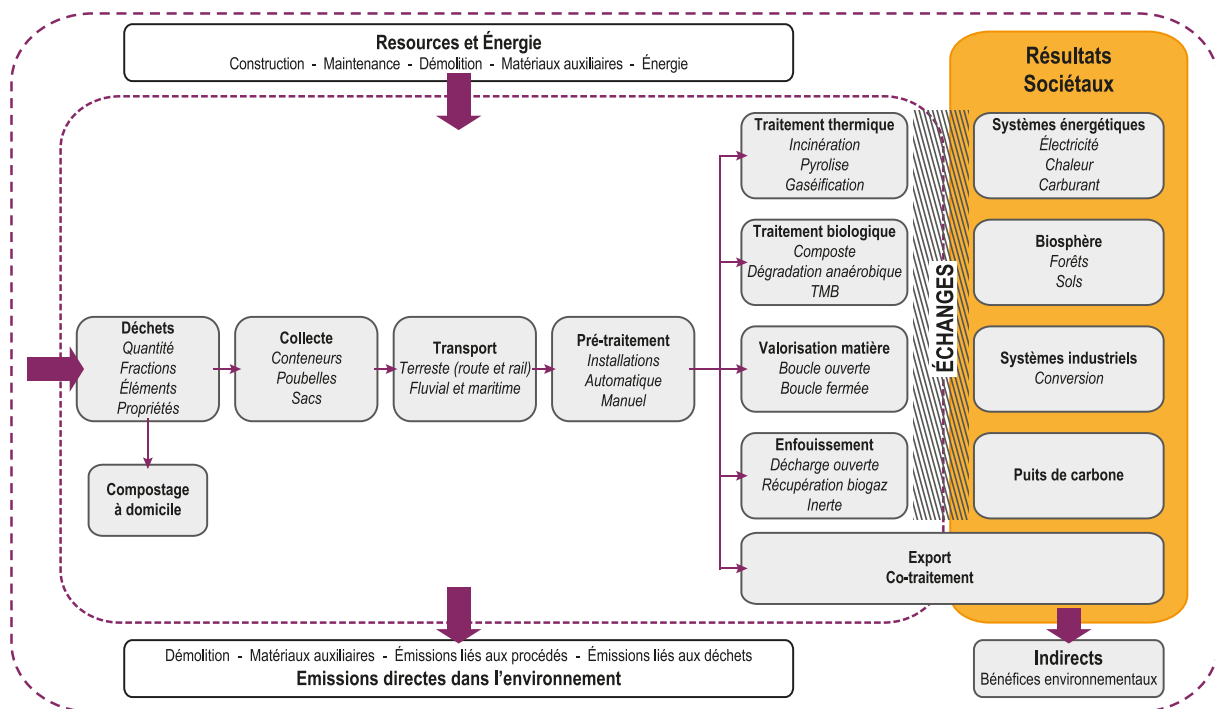


Figure 4-11 Représentation d'un système générique intégré de gestion des déchets (Gentil et al., 2010)

La filière de gestion des déchets ménagers a été l'objet d'un grand nombre d'arbitrages complexes et à multiples facettes parmi une multitude de solutions technologiques, d'instruments économiques et de cadres réglementaires. Ces changements ont eu des répercussions environnementales, économiques, sociales et réglementaires diverses sur les

pratiques de gestion des déchets. Finalement seuls les outils d'analyses des systèmes semblent pouvoir améliorer l'ingénierie des systèmes de gestion des déchets. Il est également souligné qu'une synergie entre les modèles et les outils d'analyse des systèmes offrirait certainement des opportunités pour développer de meilleures stratégies de gestion des déchets (Pires, Martinho, et Chang, 2011).

Il semble indispensable de descendre d'un niveau dans la décomposition des filières de FdV pour établir les paramètres de performances des scénarios de recyclage.

4.2.2.2 Modélisation des scénarios de recyclage

Les scénarios de recyclage sont un agencement de processus de traitement des déchets qui se fondent sur la succession de technologies élémentaires de recyclage. Les concepteurs de scénarios de FdV ont l'opportunité de construire le meilleur agencement possible. Cette représentation des scénarios alternatifs de recyclage est visible sur la figure 4-12. Cette représentation nous permet d'identifier trois macro-processus de recyclage et un métamodèle qui permettent de décrire l'ensemble des scénarios de recyclage :

1. **Fragmentation (broyage)** qui a pour fonction de décomposer le flux.
2. **Séparation** qui a pour fonction de trier les composants/matériaux du flux.
3. **Manutention (transport)** qui a pour fonction de déplacer le flux.

Ces trois familles de processus sont instanciées en processus enfants qui correspondent aux solutions de recyclage dont nous avons déjà présenté quelques solutions alternatives sur la figure 4-2. En complément, pour réaliser le lien entre ces trois familles de processus, une famille de type flux est nécessaire.

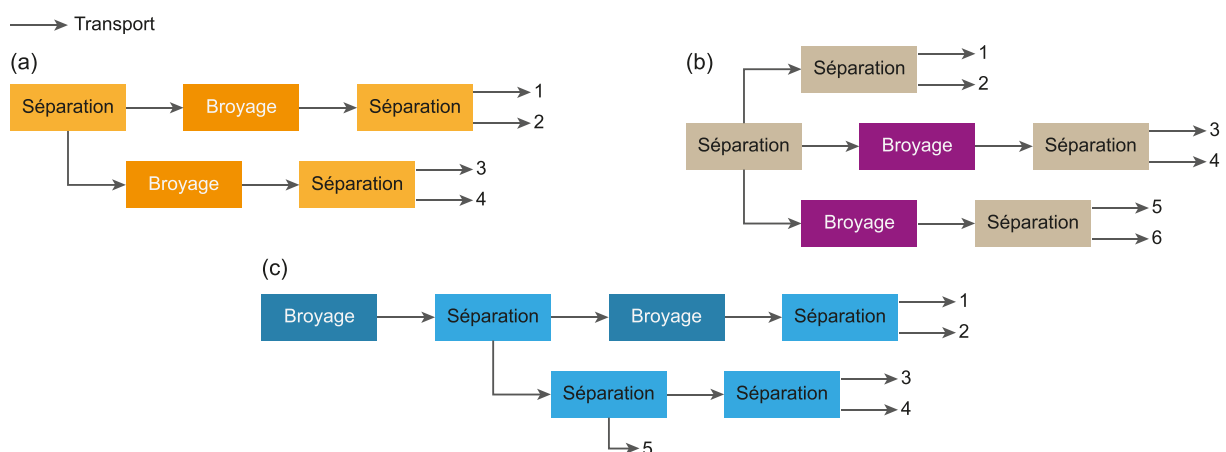


Figure 4-12 Représentation de plusieurs alternatives de scénarios de recyclage

Pour chaque famille de processus de recyclage, nous avons travaillé sur la caractérisation des solutions de recyclage. Pour toutes les technologies de déchiquetage, leurs performances sont définies par leur finesse ; c'est-à-dire la capacité de la solution à bien

déchiqueter le matériau, en produisant peu de poussière et avec une taille de particules régulières. La même logique est appliquée aux technologies de séparation, elles sont définies par la qualité de séparation et l'efficacité. L'efficacité considère la capacité à extraire les éléments satisfaisant au critère de séparation. Enfin, les processus de manutention sont des contraintes entre deux processus technologiques différents. Il existe trois sous-catégories : stockage, transport pneumatique et transport mécanique.

4.2.2.3 Modélisation des processus de recyclage

Sur la base de la définition des scénarios de recyclage et en accord avec la décomposition présentée sur la figure 4-2 les processus de recyclage sont modélisables. Cette modélisation dépend du choix technologique de la brique unitaire. Dans sa décomposition des systèmes de gestion des déchets Gentil *et al.* (2010) a proposé la représentation des aspects d'un processus de gestion des déchets sur la figure 4-13.

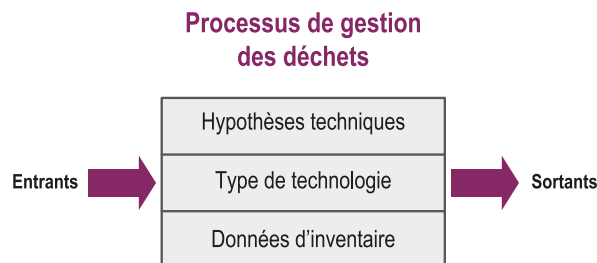


Figure 4-13 Aspects d'un processus de gestion des déchets (Gentil et al., 2010)

Cette représentation permet d'établir trois catégories d'éléments à prendre en compte dans la modélisation des processus de traitement des déchets dans les outils d'ACV. Nous nous basons sur cette représentation pour définir les processus de recyclage de notre méthodologie. La modélisation proposée est visible sur la figure 4-14.

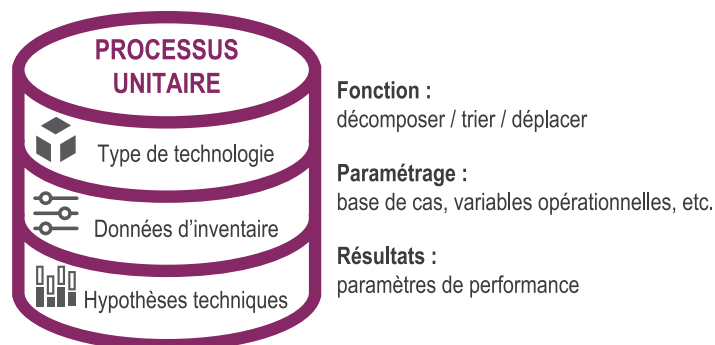


Figure 4-14 Représentation de la modélisation d'un méta-processus de recyclage

La définition de la technologie est déterminante pour estimer les données d'inventaire. Ces données d'inventaire s'apparentent aux variables opérationnelles de la technologie. Quant aux hypothèses techniques, celle-ci correspond à la caractérisation des familles de processus. Les hypothèses techniques et les données d'inventaire des solutions de recyclage sont résumées dans le tableau 4-4.

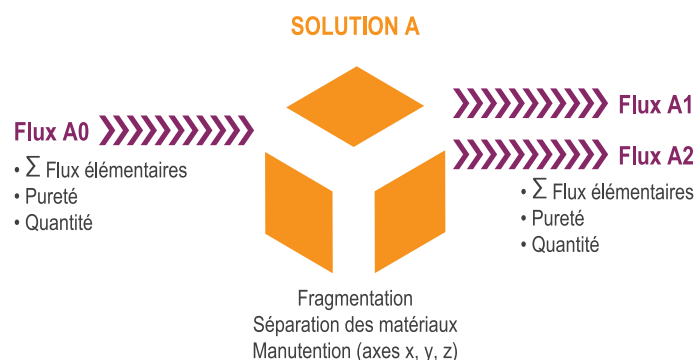
Tableau 4-4 Hypothèses techniques et données d'inventaire familles de processus de recyclage

Processus	Hypothèses techniques	Données d'inventaire
Fragmentation	Taux de réduction	Type de technologie
	Finesse	CAPEX/OPEX*
		Perte de matières
		Capacité
Séparation	Efficacité	Type de technologie
	Qualité de séparation	CAPEX/OPEX*
		Perte de matières
		Capacité
Manutention	Débit	Type de technologie
		CAPEX/OPEX*
		Perte de matières
		Capacité
Flux	Pureté	Composition du flux
		Propriétés physiques
		Entrant ou sortant
		Valeur économique

*CAPEX : dépenses d'investissement ; OPEX : dépenses d'exploitation

4.2.2.4 Modélisation des solutions de recyclage

La complexité de la modélisation d'un scénario de recyclage repose sur les difficultés à établir la composition exacte des flux entrants et sortants. En utilisant une modélisation de type analyse de flux MFA, nous sommes capables de modéliser les solutions de recyclage en une matrice déchet-processus pour permettre l'évaluation des paramètres de performance. La représentation de la modélisation est visible sur la figure 4-15.

**Figure 4-15** Modélisation d'une solution de recyclage et de ses flux de matières associés

Cette représentation générique peut être complétée par d'autres flux entrants ou sortants. La transformation d'une solution de recyclage sous la forme d'un processus MFA dans la représentation des scénarios de recyclage, nous permet de mieux traquer les flux de

matières et donc préciser leur composition. Nous l'avons vu avec la figure 4-14, au-delà du choix de la technologie, les données d'inventaire permettent d'adapter au plus juste la technologie au processus unitaire. En l'occurrence, une même technologie de recyclage peut avoir différentes applications en fonction des besoins du processus de recyclage. C'est pour cette raison que nous utilisons une base de connaissances pour affiner la définition du paramétrage.

4.2.2.5 Structuration de la base de connaissances

La base de connaissances tire son origine dans les différentes divisions de l'entreprise MTB (figure 2-19) présentée dans la section 2.3.1.1 du chapitre 2. Ces données terrains et théoriques sont essentielles pour garantir la robustesse de l'évaluation. La base de connaissances construite chez MTB regroupe la liste des variables opérationnelles de chaque technologie employée avec un suivi précis des flux (figure 4-16). Il s'agit notamment des éléments suivants :

- Précédentes réalisations, il s'agit des précédents projets, pour lesquels des données d'inventaire sont disponibles (rapport de visite, données de production, variables opérationnelles, etc.)
- Bibliothèques de solutions, catalogue des solutions de traitement des déchets industriels disponibles.
- Historique des essais, tests en situation préindustrielle réalisés par MTB.
- Étude de la concurrence
- Idées et concepts émergents



Figure 4-16 Structuration de la base de connaissances de l'entreprise MTB

Les précédentes réalisations permettent de construire la base de cas de l'entreprise qui regroupe les réponses standards et spécifiques à différentes typologies de déchets. La bibliothèque de solutions permet de compléter les cas disponibles avec des technologies disponibles qui peuvent apporter des améliorations aux cas mis en service. L'historique des essais compose également une base de cas qui repose sur des tests en situation préindustrielle qui n'est pas aussi robuste que la base de cas des précédentes réalisations. L'étude de la concurrence peut apporter des éléments spécifiques à une réalisation, il s'agit d'informations grises qui apportent des solutions émergentes. Beaucoup moins robustes, les

idées et concepts peuvent constituer les axes d'un projet de R&D pour individualiser la réponse apportée.

La somme des performances unitaires conduit à la définition de la performance globale (Salgado, 2013). La méthodologie proposée consiste à cumuler les paramètres de performances des processus de recyclage pour caractériser les scénarios.

4.2.3 Outils d'évaluation des scénarios de recyclage

Pour répondre aux enjeux liés à l'épuisement des ressources induit par l'approche linéaire de l'économie-monde, la législation européenne a introduit la notion de hiérarchie des déchets (prévention, réemploi, recyclage, valoriser) avec la directive-cadre 2008/98/EC sur les déchets (European Commission, 2008). Cette hiérarchie a été présentée dans la section 1.2.1 du chapitre 1 et résumée sur la figure 1-16. Le texte vise également à permettre un dialogue entre les consommateurs, les décideurs et les chercheurs sur les différentes catégories de déchets et les stratégies à adopter pour leur gestion (Gharfalkar et al., 2015). Toutefois, la directive de 2008 demeure insuffisante pour éviter l'enfouissement en décharge des déchets, réduire la consommation de ressources naturelles et les impacts environnementaux associés, car cette dernière ne fournit pas d'outil pour juger de la pertinence des choix (Van Ewijk et Stegemann, 2016). La hiérarchie des déchets à elle seule ne suffit pas à fournir des indications sur la combinaison des processus de recyclage et de traitement des déchets dans la phase de FdV, mais la Directive recommande aux décideurs à conduire une évaluation environnementale complète au travers d'une ACV.

L'entreprise chimiste Dow Europe a construit la méthode Eco-Compass, pour évaluer l'éco-efficience d'un produit (Penttinen, 2010). Elle combine des données environnementales dans un modèle simple qui comporte six axes de représentation : l'intensité matière, le risque sécurité et environnement, l'intensité énergétique, la réutilisation revalorisation de déchets, la préservation de ressources, et l'extension de service ou de fonction. Cette méthode est fortement simplifiée et elle ne semble pas suffisante pour comparer des systèmes complexes.

La littérature converge vers l'outil d'ACV pour l'évaluation des procédés de traitement des déchets. Cet outil offre l'avantage d'une approche exhaustive du calcul de l'éco-efficience comme nous l'avons abordé dans la section 4.1.4.3.

4.2.3.1 Évaluation par l'Analyse de cycle de vie ACV

En France, l'étude ACV conduite par la FEDEREC (2017) dont les résultats de l'évaluation environnementale ont été présentés dans la section 2.2.2.2 du chapitre 2 se focalise sur les produits sans adresser la question des technologies. L'approche est donc incomplète pour nos cas d'études. L'outil ACV est couramment utilisé pour examiner la performance environnementale des systèmes de gestion des déchets. L'ACV est pertinente pour fournir

une aide à la décision visant à minimiser les impacts sur l'environnement associés à la gestion des déchets (Finnveden, 1999). L'ACV se base sur la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie. L'avantage de l'outil ACV est qu'il permet d'obtenir une vision globale à la fois multi-étape et multicritère du produit ou service pour éviter les transferts d'impacts. Dans le cadre de l'évaluation de l'éco-efficience, l'analyse doit permettre :

- Identifier les impacts environnementaux
- Identifier les nouvelles opportunités pour améliorer les performances environnementales, voire économiques
- Éviter les déplacements de pollution d'un impact vers un autre ou d'une zone géographique à une autre
- Améliorer la communication auprès des parties intéressées.

Toutefois, il est important d'identifier plusieurs particularités liées à l'utilisation de cet outil dans le contexte de nos travaux de recherche. La première particularité de l'évaluation repose sur le fait qu'il s'agit d'évaluer une filière et non un produit. Même si dans les premiers cas d'application, nous avons construit notre unité fonctionnelle autour de la comparaison de produit (c'est-à-dire produire de l'aluminium). Cette approche nous permet d'approximer une évaluation de la filière, mais ce n'est pas une évaluation de la filière. Dans la mise en œuvre de la méthodologie nous choisissons une approche recyclage de déchets et non-production de MPR. Nous basculons sur une unité fonctionnelle construite autour de la filière de recyclage et non plus la production de matières recyclées, ce qui nous permet d'avoir une vision filière.

Bien que les outils et méthodes d'écoconception soient disponibles pour les produits (Donnelly et al., 2006 ; Kulak et al., 2016 ; Leroy, 2011), elles sont majoritairement issues des recommandations des différentes normes (Jørgensen, Remmen, et Mellado, 2006 ; Kengpol et Boonkanit, 2011). Ces normes traitent exclusivement de l'approche évaluation de produit et l'approche évaluation de procédé n'est vu qu'au travers de l'efficacité énergétique. Une représentation exclusivement sous le spectre de la consommation énergétique n'est pas suffisante pour calculer une performance globale des scénarios de recyclage et répondre à nos questions de recherche.

Généralement les évaluations ACV sur le traitement des déchets se basent sur un périmètre d'analyse fortement réduit (géographiquement, spatialement ou temporellement) pour faciliter les calculs et réduire l'incertitude liée aux hypothèses. Le champ d'application se borne à des traitements spécifiques de produits en FdV. Par conséquent, cette modélisation ne présente pas les perspectives conséquentielles d'un flux de déchets hétérogènes (Damgaard, Larsen, et Christensen, 2009 ; Humbert et al., 2009 ; Paraskevas et al., 2015 ; Pires, Martinho, et Chang, 2011).

L'ACV permet d'élargir la perspective au-delà de la filière de traitement de déchets, car les conséquences de la gestion des déchets dépendent davantage des impacts sur les systèmes environnants que des émissions spécifiques du système (Ekvall et al., 2007). Pour

l'application que nous souhaitons faire de l'ACV, cette limitation n'est pas problématique, car nous étudions le comportement d'une unité de traitement par rapport à un flux de déchets. Surtout, dans le cadre d'une vérification ETV, les rejets de polluants dans les différents compartiments sont à quantifier.

Autre particularité, la plupart des études se concentrent sur le traitement d'une quantité définie de déchets, par ex. 1 tonne, et n'évalue pas l'impact global du scénario de recyclage (Andreasi Bassi, Christensen, et Damgaard, 2017). Pour l'application au cas du recyclage, nous avons choisi une unité fonctionnelle qui s'intéresse à la quantité de MPR produite plutôt qu'à la quantité de déchets entrants. Cette approche nous permet de nous affranchir de la connaissance complète du flux de déchets entrants. Nous avons mis en œuvre cette approche pour l'évaluation de la filière de recyclage des câbles chez MTB (Grimaud, Perry, et Laratte, 2017b). Cette limitation est intrinsèquement liée à l'outil d'ACV, car l'ACV se rapporte à une production pour la réalisation des calculs.

Même si les données d'inventaire directement utilisables pour les déchets complexes sont rares, la pertinence de l'outil ACV n'est pas remise en cause. En effet, l'ACV permet d'identifier les principaux postes de pollution et les leviers potentiels d'amélioration contribuant à définir des systèmes éco-efficients de recyclage (Collet, 2013).

4.2.3.2 Combinaison des outils d'ACV et de MFA

Le modèle du cycle de vie linéaire comprend quatre phases principales : extraction, fabrication, utilisation et fin de vie (section 1.1.1 du chapitre 1). Cela a été appliqué aussi bien à la construction de la méthodologie ACV pour les flux de produits que pour la méthodologie MFA pour les flux de matières. Cependant, la limite entre les flux de matières et de produits dans le cycle de vie n'est pas aussi clairement définie. Certains produits multi-matériaux peuvent être approximés par le matériau majoritaire avec lequel ils sont fabriqués, mais sont incompatibles avec les filières de FdV en place, tandis que certains produits disposent de filières de traitements spécifiques en FdV qui justifient cette approximation (Dwek, 2017).

Ce flux unique est rarement représentatif du flux de produits en FdV. Résultat, la portée des études ACV seules appliquées aux déchets est donc trop limitée. Différents auteurs (Dwek et Zwolinski, 2015 ; Haupt, Kägi, et Hellweg, 2018 ; Laurent, Clavreul, et al., 2014 ; Ohno et al., 2014 ; Vadoudi et al., 2015) proposent de compléter l'évaluation avec une analyse détaillée des flux de matières (MFA) dans une approche modulaire MFA/ACV.

L'analyse des flux de matières premières et d'énergie est centrale dans l'évaluation de l'éco-efficience. En effet, la mise en œuvre de l'outil MFA est moins lourde que l'évaluation ACV. Surtout l'outil permet une quantification des flux sans traduction en impact ou en dommage comme proposé par l'ACV. Cette vision flux permet de disposer des variables nécessaires pour les calculs des indicateurs de performances techniques. De plus, la représentation des flux est complémentaire car elle permet de décrire les scénarios de

recyclage et identifier les exutoires matières ainsi que les axes d'améliorations des scénarios de recyclage. Par exemple dans le cas du recyclage des câbles aluminium, l'outil MFA permet de visualiser la surreprésentation du flux de plastiques et ainsi proposer un axe d'amélioration, comme présenté dans la section 3.2.1.2.

Les stocks de matériaux accumulés dans notre société sont une source importante de matière première secondaire. L'évaluation qualitative et quantitative au travers de l'analyse de flux dynamique peut apporter des données intéressantes pour construire les scénarios de recyclage (Panasiuk et al., 2015). L'outil MFA permet une évaluation physique du stock et du flux de matière dans un système défini dans le temps et l'espace. L'approche dynamique prend en compte la distribution de la durée de vie pour quantifier l'évolution du stock. Cet outil permet de décrire la disponibilité future des matériaux, et par exemple anticiper la phase de FdV des produits.

Comme démontré par Haupt et al. (2018), il est nécessaire d'inclure une palette plus large de variables des processus intervenant dans les scénarios de recyclage. Et la MFA semble concourir à cette nécessité. Enfin Makarichi, et al. (2018) a démontré la pertinence et la valeur ajoutée d'une étude MFA pour accompagner la prise de décision dans le domaine du traitement des déchets lorsque l'analyse multicritère est appliquée.

Nous avons retenu cette approche pour la modélisation proposée pour les alternatives de scénarios de gestion des déchets municipaux, repose sur une combinaison de l'analyse de flux (MFA) et de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV).

4.2.3.3 Analyse de Cycle de Vie économique

Les outils d'évaluation présentés jusqu'à présent portent uniquement sur le volet technique et le volet environnemental sans aborder la composante économique. Pour répondre au volet économique, nous avons sélectionné l'analyse de coût du cycle de vie (*Life Cycle Costing*, LCC). Cet outil appartient aux outils d'évaluation axés sur les flux de produits comme l'ACV. L'analyse LCC est une approche économique qui résume les coûts totaux d'un produit, d'un processus ou d'une activité, actualisés sur sa durée de vie.

Les résultats combinés de l'ACV et de la LCC peuvent mettre en évidence les facteurs environnementaux et économiques de la gestion des déchets complexes issus du BTP. Les résultats de l'analyse combinée peuvent aider les décideurs à promouvoir les aspects contribuant à la durabilité et à limiter ceux qui créent une barrière (Di Maria, Eyckmans, et Van Acker, 2018).

L'analyse LCC est considérée, parallèlement à l'ACV, comme deux des trois piliers de l'évaluation de la durabilité, le troisième étant l'évaluation sociale, encore en développement (Sala et al., 2015a). Selon le groupe de travail du SETAC (Ciroth et al., 2008) sur l'analyse LCC, il existe trois types différents de LCC :

- LCC conventionnelle
- LCC environnementale
- LCC sociétale

L'analyse LCC conventionnelle est, dans une large mesure, la pratique historique et actuelle. Elle repose sur une évaluation purement économique, compte tenu des divers coûts associés à un produit qui est né directement par un acteur donné. Les coûts externes sont majoritairement négligés dans le résultat final. L'analyse conventionnelle porte sur les coûts en général et ne considère pas les coûts environnementaux, à la différence de l'évaluation LCC environnementale.

La LCC environnementale résume tous les coûts associés au cycle de vie d'un produit qui sont directement couverts par un ou plusieurs des acteurs impliqués dans le cycle de vie des produits, y compris les externalités qui devraient être internalisées dans le futur de la décision. Une analyse LCC environnementale a une structure similaire à celle d'une ACV qui est menée en parallèle et possède la même unité fonctionnelle. Le cycle de vie et les limites du système doivent être équivalents, mais pas nécessairement identiques, car différents processus peuvent avoir une pertinence différente pour l'environnement et pour la partie coûts.

Enfin l'analyse LCC sociétale s'apparente à une évaluation des coûts-bénéfices d'une mesure sociale. L'analyse coût-bénéfice est une méthode permettant la description et l'agrégation des effets attendus d'une décision. Typiquement, l'analyse coût-bénéfice permet de déterminer si les bénéfices sociaux escomptés d'une décision politique seront supérieurs à ses coûts pour le secteur privé (Meunier et Mardsen, 2009).

Dans notre démarche nous ne regardons que les coûts directs en omettant les écocoûts indirects en lien avec les résultats de l'ACV environnementale. Nous choisissons un modèle d'analyse LCC conventionnelle sans prises en compte des externalités environnementales.

4.2.4 Calcul des indicateurs clés de performances

Nous venons de présenter le référentiel de comparaison dans la section précédente ainsi que les outils d'évaluation des paramètres de performances. L'évaluation des performances pour la prise de décision nécessite de représenter des problèmes par la quantification en unité simple de mesures, c'est-à-dire au travers d'indicateurs de performances (IP) que nous avons définis dans le paragraphe 4.1.3.1.

La performance a longtemps été un concept unidimensionnel mesuré par le seul profit (Saulquin et Schier, 2007). Dans cette perspective, la mesure de la performance se base essentiellement sur la création de valeur pour les actionnaires. Cette logique purement financière montre ses limites, car elle ne prend en compte ni l'environnement extérieur (dans

le sens conjoncturel) ni les différentes parties prenantes qui contribuent au développement de la performance de l'entreprise, par exemple : les dirigeants, les employés, les sous-traitants, les clients, etc. (Bouquin, 2001 ; Dohou-Renaud et Berland, 2007 ; Lebas, 1995).

Afin de mieux appréhender toute la complexité et la richesse du concept de performance, la littérature propose une vision plus large de la notion de résultat, en proposant d'intégrer des indicateurs variés (Kalika, 1988). Il s'agit par exemple d'intégrer des indicateurs internes tels que la mobilisation des employés, le climat de travail, la productivité (Kaplan et Norton, 1992 ; Kaplan et Norton, 1993). Ou encore des indicateurs en lien avec la production de l'organisation tels que la qualité du produit et du service, la satisfaction de la clientèle, etc. (Morin, Savoie, et Beaudin, 1994 ; Pendaries, 2011) Les problèmes étant définis sur la base de variables en lien avec les attributs d'un système. Pour notre méthodologie appliquée aux chaînes de recyclages de la matière, nous avons choisi une stratégie d'évaluation de la performance à l'aide d'indicateurs multicritères sur la base de plusieurs axes de performances.

4.2.4.1 *Les axes de performances des scénarios de recyclage*

Nous venons de le voir, un indicateur unique de performance semble insuffisant pour choisir l'architecture des scénarios de recyclage nécessaire à la définition de la FdV des produits. Les notions présentées se basent sur un niveau de performance technique équivalent et les moyens mis en œuvre ne sont pas questionnés dans cette démarche. Or dans la définition de la performance de Gibert, les moyens sont présents dans le triptyque. Surtout, pour les scénarios de recyclage, les moyens c'est-à-dire les technologies mises en œuvre sont au cœur de la définition de la performance globale (Zhang et Xu, 2016).

Les méthodes de description de l'efficacité (taux de recyclage) ou de l'efficience du recyclage ne permettent pas de décrire exhaustivement un scénario de recyclage. Il est nécessaire de construire un jeu pertinent d'IP qui permette une prise de décisions par les parties prenantes à chaque étape de conception des scénarios de recyclage (Marques, Gourc, et Lauras, 2011). Dans le chapitre 2, trois axes de performances ont été retenus économique, technique et environnemental.

La littérature démontre la pertinence d'une évaluation de la performance globale à l'aide d'indicateurs multicritères et multi-acteurs. Il n'est plus question d'une mesure unique. Sans aller jusqu'à l'agrégation des performances économiques, sociales (voire sociétales) et environnementales proposée par Baret (2005) ou Germain et Trebucq (2004) pour la définition de la performance globale, le triptyque construit s'approche d'une vision globale. En utilisant la définition de la performance, nous sommes en mesure de décrire les principaux enjeux pour chaque axe de performances, ces enjeux sont présentés dans le tableau 4-5. L'approche centrale de MTB vise à révéler les matériaux présents dans les flux de déchets, c'est-à-dire extraire et trier les différentes matières présentes.

Dans sa proposition de méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience de technologies Kerdoncuff (2011) insiste sur la nécessité d'intégrer des indicateurs scientifiquement valables, pertinents et précis. La construction de nos indicateurs est guidée par ces mêmes principes. Il cite par exemple, la consommation d'énergie, de matières premières, les émissions dans l'eau, l'air, les sols, la production de déchets, etc.

Tableau 4-5 Présentation des axes de performance et enjeux associés

Axe de la performance	Enjeux associés
Économique	- Maximiser les profits de revente de matière - Réduire les coûts de fonctionnement - Minimiser les coûts d'installation
Technique	- Maximiser le taux de recyclage - S'assurer d'un débit de recyclage suffisant - Obtenir la meilleure qualité de MPR
Environnemental	- Minimiser l'impact sur l'environnement - Réduire l'énergie nécessaire au traitement - Révéler l'ensemble des matières présentes dans le flux de déchets

Pour chaque axe de performances, nous avons sélectionné les trois indicateurs clés de performances (KPI) les plus pertinents en fonction des besoins des parties prenantes. Nous avons privilégié des indicateurs acceptés et préconisés par la littérature. Ils sont présentés sur la figure 4-17 avec les indicateurs clés de performance associée. Cependant, la robustesse suffisante pour les données de calcul n'est pas toujours atteinte, aussi il est nécessaire d'intensifier la démarche de collecte de données pour la base de connaissances. Nous avons choisi de ne pas agréger ces indicateurs sous la forme d'un indicateur unique. Cela permettra d'établir un panorama et aidera les parties prenantes à entamer une discussion sur chaque performance par rapport à l'autre.

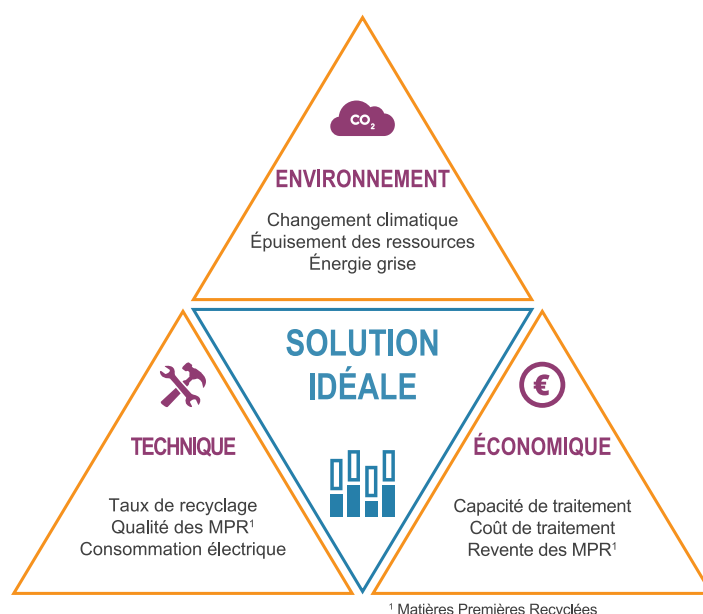


Figure 4-17 Triptyque des indicateurs clés de performance (KPI) pour évaluer la solution idéale de recyclage

4.2.4.2 Construction des indicateurs de performance économique

La composante économique de l'évaluation des scénarios de recyclage est pour le moment une vision globale à l'échelle d'un acteur ou à l'échelle de la filière. La performance d'un acteur en charge d'une étape de la filière de FdV ne permet pas de rendre compte de la multiplicité des flux transformés au sein de l'unité de traitement. La vision filière ne permet pas de valider l'éco-efficience des scénarios de recyclage les uns par rapport aux autres. La quantification des coûts est bien intégrée dans la logique d'évaluation d'une filière, mais les bénéfices liés à la vente des matériaux ne sont pas toujours répartis à l'échelle du scénario de recyclage.

Capacité de traitement et capacité de production

La capacité de production et la capacité de traitement sont des paramètres de performances issus de la vérification ETV. Les modalités de calcul sont présentées dans le tableau 4-3. La capacité de traitement est définie comme la quantité de déchets traités par unité de temps, selon la formule ci-dessous. Cette valeur se rapporte au flux de déchets entrant sans considération de la composition. La valeur est définie sur la base des propriétés physiques du déchet, c'est-à-dire sa densité et son foisonnement ; rapportée à la capacité du type de technologie choisie. L'incertitude quant à cette valeur reste faible en considérant la base de connaissances.

$$P_e(t/h) = \frac{I}{t}$$

Avec I : masse totale de déchets consommés et t : période de fonctionnement

La capacité de production est définie comme la quantité de MPR produite par unité de temps, selon la formule ci-dessous. Elle peut se rapporter à un flux spécifique de matériau ou à l'ensemble des matériaux séparés. En première estimation, cette valeur repose sur la composition moyenne du flux de déchets qui peut présenter de grandes disparités. Les hypothèses techniques permettent d'affiner cette valeur ; et les essais préindustriels viennent la confirmer.

$$P_s(t/h) = \frac{A}{t}$$

Avec A : masse totale de produits finis et t : période de fonctionnement

Coûts de traitement

Les coûts de traitement sont définis à partir de la somme des dépenses d'exploitation (OPEX) et les dépenses d'investissement (CAPEX), ces valeurs sont obtenues par l'analyse LCC. La valeur de l'OPEX regroupe l'ensemble des charges courantes pour exploiter un système. L'OPEX nécessite d'intégrer des données d'inventaires en lien avec les technologies de recyclage utilisées par le scénario. Cette valeur intègre notamment le nombre d'opérateurs nécessaire, les opérations de maintenance courantes et les consommables associés. Ces

valeurs regroupent un grand nombre de données sensibles pour les professionnels du recyclage.

La valeur du CAPEX se réfère aux immobilisations, c'est-à-dire aux dépenses qui ont une valeur positive sur le long terme. Cette valeur se base sur des données fixes calculées par exemple à partir de l'espace utilisé, le prix d'achat d'un équipement et sa durée d'amortissement, etc. La robustesse de la valeur d'OPEX est donc moindre vis-à-vis de la valeur de CAPEX.

Revente des Matières premières recyclées

Dans la méthodologie LCC utilisée, nous avons adressé la question de la clé de répartition des coûts en perspective de l'impact environnemental. Ce travail nous permet de lier coûts et impacts en jugeant de la pertinence d'un choix de solutions. La question de la valorisation matière est extrêmement complexe, car elle ne suit pas une logique précise, mais repose sur des règles orales du métier. Il est donc difficile de faire des projections de valorisation économique.

Pour mesurer la performance économique d'un scénario de recyclage, une autre approche est possible. Elle repose sur le taux de pénétration d'un marché par les MPR. Cet indicateur peut se calculer grâce au taux d'incorporation des matières recyclées que nous avons abordé dans la section 2.2.2.1 avec la figure 2-10. Cet indicateur est intéressant pour visualiser un exutoire pour les MPR mais il ne garantit pas la performance de la filière de recyclage. Par exemple, la ferraille possède un taux d'incorporation élevé mais il traduit majoritairement un recyclage en sous-cyclage qui transforme les différents alliages en fer à béton. Le même constat peut être fait pour le verre, qui recyclé en mélange perd sa fonction de transparence.

Les coûts de traitement ne présentent que les charges en lien avec le scénario de recyclage, sans considérer la valorisation des économies des produits sortants. Cette valorisation inclut aussi bien les reventes positives de MPR que les charges en lien avec l'élimination des déchets ultimes (poussières d'aspiration, déchets non valorisables, etc.). L'évaluation des matériaux récupérés est fonction des prix du marché liés (Yang, Lu, et Xu, 2008), c'est-à-dire que le prix des MPR se calcule sur la même base que le prix des MP vierges. Nous l'avons montré avec la figure 1-3 le prix des MP se caractérise par une forte volatilité (Dowdell et al., 2000). Il n'est pas possible d'envisager une valeur statique.

Par exemple, Cucchiella *et al.* (2015) ont étudié la volatilité du prix des métaux recyclés en prenant comme référence la période mars-août 2014. L'étude se base sur les valeurs hebdomadaires émises par le *London Metal Exchange* (LME). Le tableau 4-6 présente un extrait des valeurs moyennes σ et des écarts types associés μ pour chacun des métaux. La valeur moyenne la plus élevée est liée à trois métaux précieux* (platine, or et palladium). Les valeurs des déviations standards présentées dans le tableau ci-dessous permettent de prendre conscience de la volatilité du prix des matériaux.

Les valeurs du tableau 4-6 sont présentées à titre d'information et ne pourraient servir de base de calcul pour le prix de revente des MPR. Au-delà de la volatilité du cours des métaux, le calcul du prix de la revente des MPR est également fonction des éléments suivants :

- Conditionnement des MPR
- Pureté du flux de matériaux
- Type de polluants présent dans le flux
- Situation du marché

La mise en équation de ces fonctions est difficile, car la dernière composante repose sur des éléments externes impossibles à modéliser. De plus, le calcul du prix n'est pas toujours normé et se base régulièrement sur un accord oral de gré à gré. En règle générale, il est prudent de considérer une décote égale 10 % du prix des MP vierge pour déterminer le prix des MPR pour une pureté supérieure à 99 % (Eurostat, 2017). En plus, de l'influence d'éléments internes, des éléments externes peuvent fortement influencer le prix des MP, comme nous avons pu l'observer avec la fermeture des frontières chinoises pour l'import de déchets (Brooks, Wang, et Jambeck, 2018).

Finalement, nous choisissons d'utiliser le prix de revente des MPR, malgré les incertitudes sur ce calcul. Cette valeur représente à nos yeux l'indicateur le plus pertinent dans le cadre d'une comparaison des scénarios de recyclage.

Tableau 4-6 Prix de marché des matériaux (en €/kg) — extrait de l'étude (Cucchiella et al., 2015)

Matériaux	€/kg		Matériaux	€/kg	
	μ	σ		μ	σ
Aluminium	1,5	0,2	Or	34 070	4 665
Argent	514	58	Platine	37 607	4 343
Cobalt	25	0,2	Plastiques	1,2	0,08
Cuivre	5,2	1,3	Plomb	1,7	0,3
Étain	17	2,3	Silicium	1,7	0,3
Fer	0,12	0,02	Titane	11	2,9
Indium	550	84	Verre	0,05	0,01
Nickel	14	1,3	Zinc	1,7	0,1

μ : valeur moyenne ; σ : écart-type

4.2.4.3 Construction des indicateurs de performance techniques

Les indicateurs clés de performances techniques sont la traduction des paramètres de performance issus de la démarche de vérification ETV détaillée dans le tableau 4-3.

Taux de recyclage, taux de valorisation énergétique et taux d'enfouissement

Le taux de recyclage repose sur un calcul qui fait débat comme nous l'avons montré dans la publication de Horta *et al.* (2019). Dans le contexte de nos travaux de recherche, nous utilisons le périmètre de calcul adopté par les processus de recyclage (RR_{PR} en orange sur la figure 4-18). Ce périmètre est une approche *gate to gate* (porte à porte), qui se calcul sur la base du flux sortant recyclé divisé par le flux entrant, la formule est détaillée dans le tableau 4-7.

Tableau 4-7 Formule de calcul du taux de recyclage

RR_{RP} : Taux de recyclage des processus de recyclage	
Équation	$RR_{RP} = \frac{1}{W_{upstream}} \sum_{i=1}^n W_i$
n	Nombre de fractions issues du processus de recyclage envoyé à la régénération
W_i	Masse de matière de la $i^{ème}$ fraction envoyée à la régénération
$W_{upstream}$	Masse entrante dans le processus de recyclage
Numérateur	Masse sortante de matières recyclables
Dénominateur	Masse entrante de déchets
Périmètre	Approche <i>Gate to Gate</i>

En complément du taux de recyclage, deux autres taux sont calculés à partir du périmètre RR_{PR} de la figure 4-18. Il s'agit du taux d'enfouissement ainsi que le taux de valorisation énergétique, des formules similaires sont appliquées en se basant sur la masse totale valorisée énergétiquement et sur la masse totale envoyée à l'enfouissement.

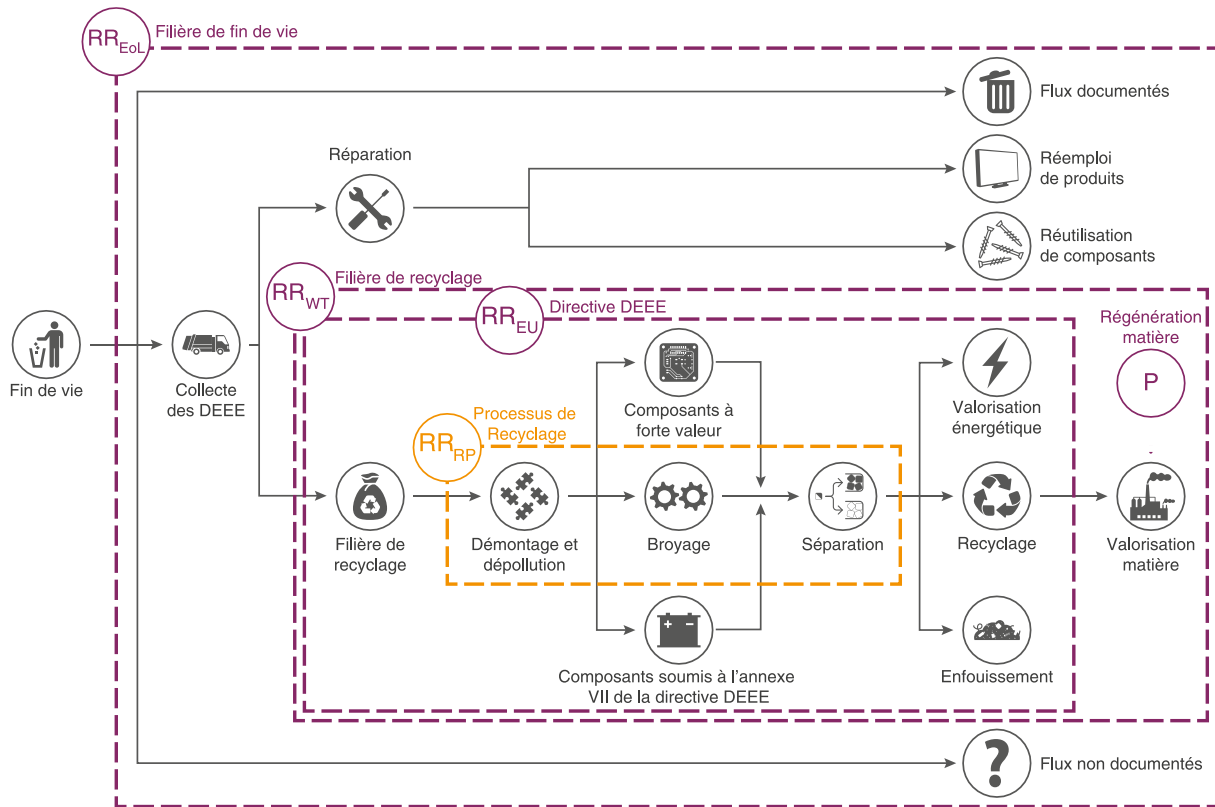


Figure 4-18 Représentation de la chaîne de fin de vie des DEEE et périmètres des taux de recyclage (Horta Arduin et al., 2019)

Qualité des matières premières recyclées

Pour le moment, le calcul de la circularité des matériaux fait débat au sein de la communauté scientifique et aucune méthode ne semble suffisamment robuste (Elia, Gnoni, et Tornese, 2017 ; Iacovidou et al., 2017 ; Pigosso, Rodrigues, et McAloone, 2017). Dans le cadre de nos travaux de recherche, nous avons préféré sélectionner un indicateur en lien avec la qualité des MPR plutôt que la notion de circularité des matériaux. Cette approche simplifiée nous permet de nous affranchir de la connaissance des cycles de vie amont et aval pour nous focaliser sur le scénario de recyclage. Le paramètre de performance en lien avec la qualité est donc calculé sous la forme d'un pourcentage de pureté massique (tableau 4-3).

La qualité des sortants correspond à un taux de conformité. Cette grandeur exprime la capacité d'une technologie de tri à extraire dans un flux de déchets mélangés, un flux de matière correspondant à une typologie définie. Cette grandeur s'exprime par le rapport entre la quantité de matière présente dans ce flux de sortie correspondant à cette typologie ; et la quantité totale de déchets constituant la fraction sortante.

$$TC_m(\%) = \frac{A}{A + I}$$

Avec A : matériaux bien orientés et I : indésirables autres que le matériau bien orienté

Il est important de noter la différence entre le taux de captation et le taux de pureté. Ce sont des indicateurs très opérationnels qui rendent compte de la performance technique des technologies. Cette grandeur exprime l'efficacité d'une technologie de tri en termes de capacité à extraire d'un flux de déchets une typologie de matériau prédéfinie. Il s'agit du rapport entre la quantité de matériaux correctement séparés, et la quantité totale de déchets de cette typologie présents dans le flux entrant.

$$ES_m(\%) = \frac{A_{sortant}}{A_{entrant}}$$

$A_{sortant}$: masse du déchet bien orienté et $A_{entrant}$: masse totale du matériau en entrée de la technologie

Pour faciliter la lecture de ces deux indicateurs, nous présentons un exemple sur la figure 4-19 ci-dessous.

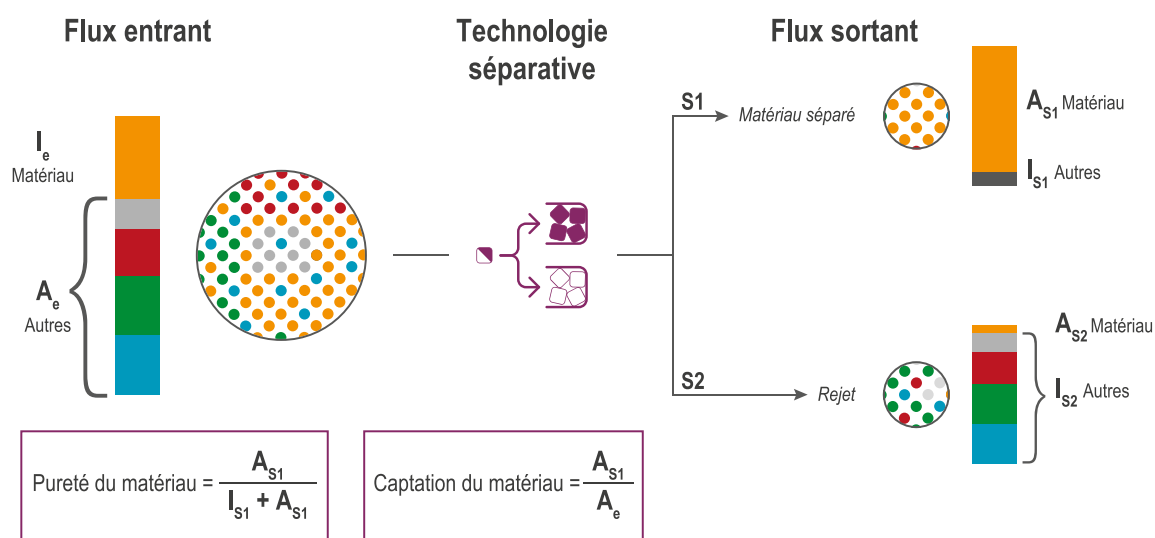


Figure 4-19 Définition du taux de conformité (pureté) et du taux d'efficacité (captation) pour une technologie séparative

Consommation électrique

Un dernier paramètre de performance technique utilisé concerne la consommation électrique des solutions de recyclage utilisées. Il s'agit d'un paramètre de type fonctionnement qui se base sur une estimation disponible dans la base de connaissances de MTB ou sur des données issues de relevés lors des essais préindustriels.

4.2.4.4 Construction des indicateurs de performance environnementale

L'évaluation environnementale est au cœur de notre démarche de quantification de l'efficacité des procédés de recyclage. Dans l'évaluation environnementale du recyclage en France en 2014, la FEDEREC et l'ADEME (2017) ont sélectionné deux indicateurs : l'effet de serre et la consommation d'énergie primaire (renouvelable et non renouvelable). Le tableau 4-8 apporte des précisions sur les méthodes de calcul d'impact utilisées. En réduisant

l'étude à ces seuls indicateurs, la communication des résultats n'est pas en conformité avec la norme ISO 14044 (2006b). La FEDREC motive le choix de ces deux indicateurs pour les raisons suivantes :

- Problématiques environnementales les mieux comprises par un large public.
- Robustesse des méthodes associées aux indicateurs.
- Accessibilité des données de modélisation.

Tableau 4-8 Indicateurs environnementaux et méthodes associées utilisées dans le cadre de l'étude de la FEDREC et l'ADEME sur le recyclage en France en 2014 (FEDREC et ADEME, 2017)

Catégorie d'impact	Indicateur	Unité	Méthode
Changement climatique	Forçage radiatif infrarouge en tant que potentiel de réchauffement planétaire	kt éq.-CO ₂ ou kg éq.-CO ₂	<i>Bern model – Global Warming potentials (GWP) over a 100-year time horizon, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007</i>
na	Consommation d'énergie primaire totale	GWh (ou kWh)	<i>Cumulative energy demand (CED), total energy resources, non-renewable & renewable</i>

Pour l'ensemble de nos calculs ACV, nous avons utilisé les méthodes préconisées par le Joint Research Center (JRC) et regroupées dans la méthodologie ILCD 2011. Cette méthodologie est recommandée par l'UE (European Commission, 2013 ; European Commission, 2014) ; pour l'affichage environnemental. Seuls des indicateurs MidPoint sont présents et ils font appel à une normalisation européenne ou mondiale. Au total 16 indicateurs d'impact sont disponibles dans la méthodologie, nous avons décidé d'en sélectionner seulement trois. Le choix des indicateurs spécifiques à notre méthodologie s'est fait selon trois axes :

- i. Choix d'indicateurs emblématiques
- ii. Choix des indicateurs en accord avec le sujet traité
- iii. Exploitation des graphiques normalisés et analyse d'incertitudes

Changement climatique

Le changement climatique est un indicateur incontournable, il est désormais bien compris du public et il permet de donner une tendance générale. C'est également la méthode IPCC, 2007 qui a été retenue pour notre évaluation environnementale.

Épuisement des ressources

L'épuisement des ressources est directement en lien avec le sujet traité. Il nous semble indispensable pour identifier la pertinence des stratégies circulaire mise en œuvre au travers des scénarios de recyclage. Dans la méthodologie ILCD, c'est la méthode CML 2002 (Guinée et al., 2002) qui est utilisée.

Énergie grise ou demande en énergie

Bien qu'un indicateur technique soit disponible sur la consommation électrique, il nous a paru important d'ajouter cet indicateur qui permet d'aller plus loin sur la question de la consommation d'énergie. Nous avons utilisé la méthode CED pour cet indicateur (Frischknecht et al., 2015). Cet indicateur ne fait pas partie des indicateurs d'impact, mais s'apparente plus à une donnée d'inventaire de cycle de vie au sens de la méthodologie ACV.

4.3 INTÉGRATION DANS LA DÉMARCHE DE CONCEPTION

4.3.1 Présentation de la chronologie de conception

Aujourd'hui, le processus de conception d'une technologie de recyclage chez MTB ne suit pas une procédure établie, mais plutôt un cheminement logique sans points d'étape formalisés. Ce processus repose sur une forte expérience des parties prenantes du processus de conception et sur une approche simplifiée des équipements de recyclage. La gestion des connaissances n'est pas formalisée et est archivée sous de nombreuses formes et supports.

La figure 4-20 résume les différentes phases du processus de conception. La conception démarre à partir d'une idée initiale. L'idée peut émaner de différents acteurs, qu'ils soient internes ou externes à l'entreprise. En interne, l'idée peut émerger au sein du département recyclage ou du département fabrication. En externe, l'idée peut émerger chez un client ou bien chez des partenaires de l'entreprise. L'équipe de conception a alors pour mission de traduire l'idée en concept. À partir de la conceptualisation, il est possible d'identifier une ou plusieurs solutions techniques. À l'issue du processus de conception, une ou plusieurs technologies sont ajoutées au catalogue de l'entreprise.

Le processus actuel de conception permet d'obtenir des résultats acceptables au regard de l'éco-efficience des procédés comme le démontrent les résultats de l'évaluation environnementale du recyclage des câbles en aluminium, section 3.1. Toutefois, elle ne contribue pas à une démarche proactive vis-à-vis des évolutions du gisement de déchets pour favoriser l'optimisation continue des scénarios de recyclage. En proposant notre méthodologie d'évaluation des scénarios de recyclage, nous sommes en mesure de fournir une *roadmap* de conception. Cette *roadmap* contribue à structurer la démarche en aidant aussi bien la phase d'idéalisation des concepts que la phase de validation des choix technologiques.



Figure 4-20 Présentation des différentes phases de la roadmap de spécification des technologies

La mise en œuvre de la méthodologie d'évaluation permet de stimuler la conception sous le spectre d'une démarche d'écoconception. Il s'agit également de renforcer l'implication des parties prenantes en centralisant les données d'inventaires, les résultats des performances et les axes d'optimisations. Pour faciliter la capitalisation des informations clés, nous avons commencé à alimenter une base de connaissances. Pour le moment, cette base n'est pas centralisée, mais à terme il s'agit de disposer d'un outil de type Wiki.

4.3.2 Identification des étapes clés de l'évaluation

En proposant une démarche d'évaluation des processus de recyclage, nous devons l'intégrer dans le processus de conception. L'outil d'évaluation des processus de recyclage est destiné à fournir des informations durant la phase de conception des scénarios de recyclage. Aussi, nous devons intégrer l'outil à cette phase amont en respectant les contraintes de développement interne.

Dans un premier temps, l'évaluation n'est pas conduite par les concepteurs. À terme, l'objectif est de l'inclure dans l'environnement de travail des ingénieurs en charge de l'étape de conception. De même, il s'agit de proposer aux autres parties prenantes un accès aux résultats avec une visualisation adaptée à leur besoin de communication interne ou externe.

L'une des contraintes de l'outil d'évaluation est de permettre d'intégrer de nouvelles technologies à mesure de leur apparition dans le catalogue des fournisseurs. L'évolutivité de la base de connaissance est cruciale pour la robustesse de l'évaluation. Ceci permet de favoriser les cheminements innovants avec une vision prospective du processus de conception. De même que la liste des contraintes spécifiques doit être incluse dans la définition du cahier des charges.

Nous souhaitons une méthodologie la plus ouverte possible, ainsi nous ne restreignons pas l'utilisation des résultats à certaines parties prenantes, mais nous favorisons la diffusion des évaluations. L'intégration des parties prenantes dans la construction de l'outil a notamment permis de sélectionner les KPI pertinents.

Les résultats issus de l'évaluation des solutions doivent être adaptés pour être lisibles par les différentes parties prenantes. Pour chacune, un niveau de détails et une architecture de présentation ont été imaginés. Cette proposition permet de fournir un niveau d'information suffisant pour chaque partie prenante. L'idée de l'évaluation n'est pas de hiérarchiser les scénarios de recyclage, mais de proposer une évaluation multicritère pour accompagner la prise de décision.

4.3.3 Processus d'aide à la décision

La méthode d'évaluation cumule trois catégories d'indicateurs. Le but n'est pas de fournir un score unique, mais bien de présenter sur un même plan les résultats des trois catégories d'indicateurs. Un processus de décision est un processus itératif et cognitif complexe à plusieurs étapes qui vise, in fine, à faire le choix d'une alternative parmi plusieurs par étapes (Ullman, 2001 ; Walker et al., 2003). Les étapes du processus de décision proposé par Ullman sont schématisées sur la figure 4-21.

L'incertitude inhérente à l'outil d'évaluation nous empêche de garantir une exhaustivité des informations nécessaires à la justification rationnelle de la prise de décision (Simon, 1991). La rationalité limitée proposée par Simon illustre le fait que les individus et les groupes simplifient les problèmes de décision, car il leur est difficile d'anticiper et de considérer toutes les options et toutes les informations. Dans cette situation, la résolution des problèmes se fait par la politique des petits pas, l'ingéniosité et le refus de l'incertitude.

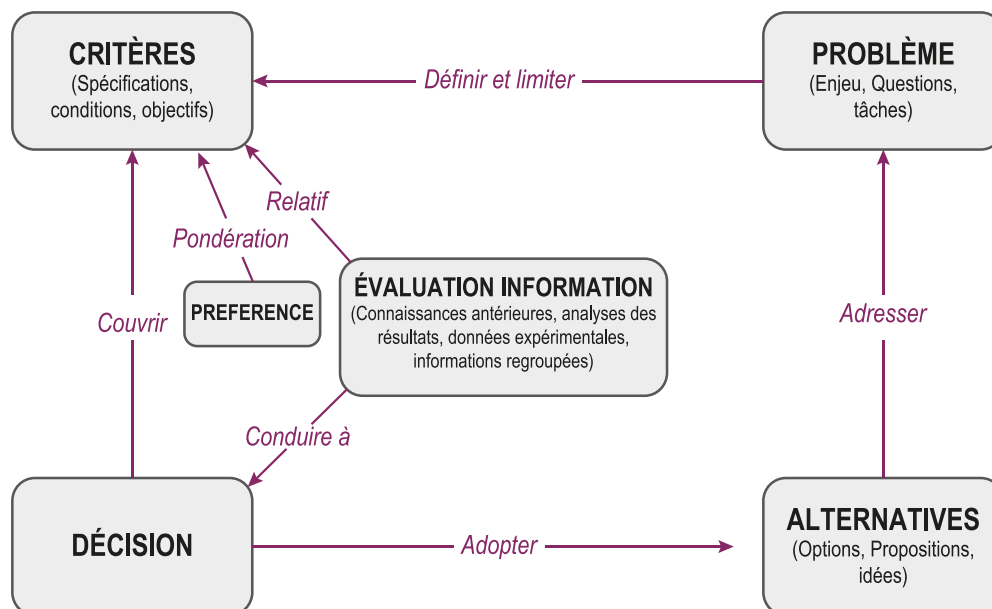


Figure 4-21 Représentation du processus de décision (Ullman, 2001)

Pour s'assurer de la qualité de la prise de décision, il sera nécessaire de vérifier la satisfaction des critères initiaux du cahier des charges. Ce contrôle qualité pourra être conduit sur un échantillon représentatif de mises en œuvre. Enfin, la prise de décision peut être représentée selon trois niveaux hiérarchiques :

- i. Le niveau stratégique gère les relations de l'organisation avec l'environnement extérieur.
- ii. Le niveau tactique (ou administratif selon les auteurs) assure la cohésion de l'organisation et fédère les interactions des unités élémentaires du niveau opérationnel pour obtenir le résultat voulu par la stratégie.
- iii. Le niveau opérationnel accomplit les fonctions principales pour lesquelles l'organisation existe.

Dans notre cas d'étude, le niveau stratégique vise à maximiser la quantité de matière recyclée dans une optique d'économie circulaire. Le niveau tactique vise à décider du meilleur assemblage de technologies. Quant au niveau opérationnel, il concourt à la définition des meilleures variables opérationnelles pour chacune des technologies. L'outil d'évaluation proposé se place à un niveau tactique.

Plus qu'une bonne décision, il s'agit de favoriser un bon résultat de décision et donc une bonne décision (Von Winterfeldt et Edwards, 1986). Le résultat de la décision réfère à la conséquence de la décision et peut être considéré comme bon si c'est la satisfaction du ou des décideurs. D'autre part, une bonne décision est celle qui est produite par un processus de décisions de qualité.

4.3.4 Présentation de la méthodologie d'évaluation

4.3.4.1 Séquencement de la méthodologie d'évaluation

Dans les deux sections précédentes, nous avons détaillé la construction de la méthodologie d'évaluation des performances des scénarios de recyclage. Dans cette troisième section, nous revenons sur l'intégration de la méthodologie dans la démarche de conception au sein de l'entreprise MTB. La méthodologie proposée s'inscrit dans un processus de conception rigoureux et efficace. La méthodologie pas à pas est présentée sur la figure 4-22.

La méthodologie proposée est séquencée en neuf étapes. La première étape vise à regrouper les besoins primitifs du scénario de recyclage. Cette définition est construite avec les parties prenantes suivantes : client, équipe commerciale et équipe technique. L'équipe technique en extrait un cahier des charges complété des données économiques issues de l'expertise de l'équipe commerciale. La deuxième étape vise à extraire de la base de connaissances les données pertinentes pour le projet. En confrontant le cahier des charges et les connaissances de l'entreprise, l'équipe technique en charge du projet construit alors le scénario de référence et des scénarios alternatifs.

La quatrième étape est facultative, il s'agit de vérifier en situation préindustrielle la faisabilité des scénarios de recyclage envisagés. Ces informations terrain permettent de fournir les données d'inventaire suffisantes de la cinquième étape. Sur la base des variables associées aux scénarios de recyclage, le calcul des paramètres de performances est réalisé en sixième étape. Ce sont ces résultats qui sont communiqués à la fois au client et à l'équipe technique. Les données communiquées au client sont simplifiées sous la forme du triptyque de performance. Une évaluation plus approfondie est communiquée à l'équipe technique. Les résultats obtenus sont utilisés dans la huitième étape pour la prise de décision par les concepteurs et les clients. En effet, un second niveau d'évaluation permet d'affiner les choix et proposer des axes d'améliorations qui peuvent enrichir la base de cas lors de sa mise à

jour. La dernière et neuvième étape correspond à la réalisation du scénario de recyclage choisi à l'aide des indicateurs calculés.

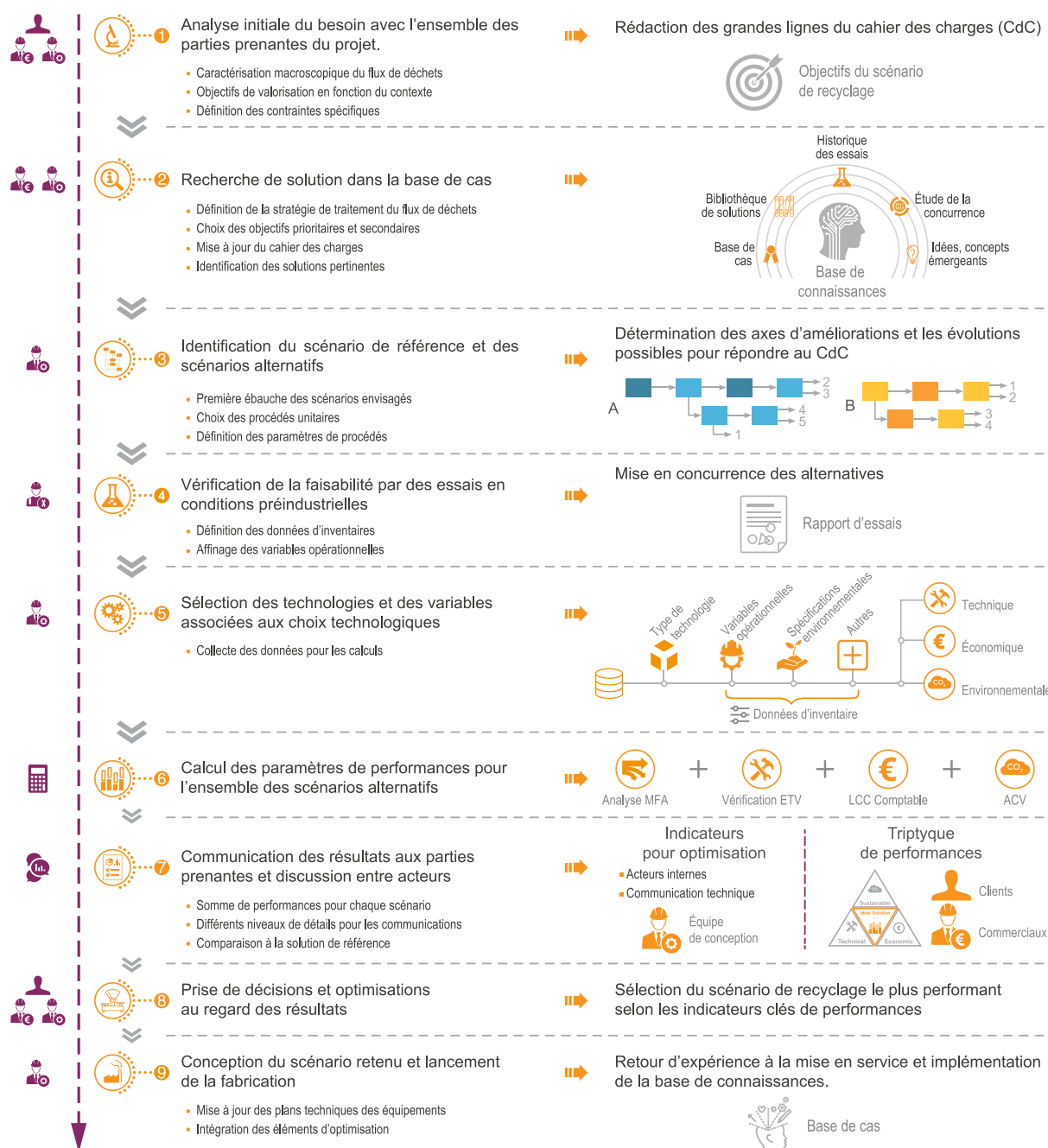


Figure 4-22 Représentation pas-à-pas de la méthodologie d'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage

4.3.4.2 Scénarisation de la méthodologie d'aide à la conception

Nous l'avons décrit tout au long de ce chapitre, la méthodologie repose sur des outils multiples et parfois complexes. L'évaluation est réalisée par un expert en éco-innovation au sein de l'entreprise MTB. Il dispose de la maîtrise suffisante des outils pour communiquer les résultats de l'évaluation aux différentes parties prenantes. Dans la section 4.3.4.1, nous avons détaillé

l'ensemble des huit étapes de conception des scénarios de recyclage. Le champ de compétences et les missions de l'expert en éco-innovation se focalisent sur les étapes présentées sur la figure 4-23. Il s'agit de la renumérotation de la figure 4-8 avec les numéros du séquençement utilisés sur la figure 4-22.

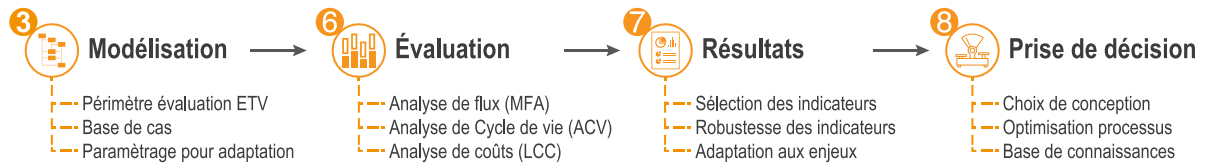


Figure 4-23 Schématisation du champ d'expertise de l'expert innovation dans la méthodologie proposée

La première mission de l'expert concerne la modélisation des scénarios proposées dans les deux premières étapes du séquençement. Cette modélisation repose sur le périmètre de la vérification ETV et fait appel aux données pouvant être archivées dans la base de cas en prenant en compte un paramétrage pour adapter les données aux besoins spécifiques du projet. Sur la base de cette modélisation initiale et des choix de technologies, il est possible de réaliser l'évaluation avec les trois outils d'analyse (étape 6) pour fournir directement les résultats selon les besoins du projet et les attentes des parties prenantes (étape 7). Enfin, l'expert participe à la prise de décision (étape 8) afin d'accompagner les choix et apporter des précisions si nécessaires aux différents acteurs de la conception ou aux clients.

4.4 BILAN DU CHAPITRE 4

Dans ce chapitre nous avons présenté la construction de notre approche pour calculer l'éco-efficience des scénarios de recyclage. La méthodologie repose sur un modèle élémentaire de processus, complété par des données issues de l'évaluation terrain consignées dans la base de connaissances et des données approximées.

Ces informations permettent d'alimenter les variables opérationnelles nécessaires à la caractérisation des technologies. Une fois cette étape de caractérisation réalisée, la méthodologie proposée repose sur plusieurs outils d'analyse : analyse de flux de matières (MFA), Analyse de Cycle de Vie (ACV) et Analyse de coûts (LCC) dans un cadre technique de référence basé sur l'évaluation des écotecnologies (ETV). Les outils sont destinés à fournir les paramètres de performances. Ce travail s'applique en partenariat avec la société MTB.

Trois axes de performances ont été retenus : technique, économique et environnemental. Cette évaluation multicritère intégrée dans la démarche de conception de MTB, permet une communication sous la forme d'indicateurs clés de performances (KPI). Ces indicateurs supplémentaires permettent de quantifier rapidement l'éco-efficience d'un scénario. Il s'agit de proposer des éléments supplémentaires pour accompagner la prise de décisions des concepteurs lors de la construction de l'offre et du développement des scénarios de recyclage.

Nous n'avons pas présenté de cas d'application de mise en œuvre de la méthodologie telle que définie dans ce chapitre. En effet, les cas d'application du chapitre 3 ne correspondent qu'à des sous-ensembles de la méthodologie complète. Néanmoins, l'équipe de conception de MTB a développé un scénario de recyclage en se basant sur la méthodologie. L'utilisation de la méthodologie a permis de fournir des données pertinentes pour la comparaison des alternatives et a permis de sélectionner le scénario de recyclage idéal. Ce cas d'application fait intervenir des données industrielles sous embargo. Pour protéger le secret industriel, les données ne peuvent pas être présentées dans ce manuscrit. Les résultats feront l'objet d'une publication ultérieure.

RÉFÉRENCES DU CHAPITRE 4

- ADEME. *Chiffres-clés Déchets - Edition 2016* [En ligne]. Angers : [s.n.], 2016a. 96 p. Disponible sur : < <http://www.ademe.fr/dechets-chiffres-cles> > ISBN : 9791029706264.
- ADEME. *Etude sur la mise en place d'un système de vérification de performances des éco-technologie innovantes en France*. 2011. p. 9.
- ADEME. *Liste des Technologies vérifiées par le programme ETV*. 2016b. p. 12.
- AFNOR. *NF X30-600 : Éco-Entreprise Terminologie*. France : [s.n.], 2018.
- Allwood J. M. « Squaring the Circular Economy: The Role of Recycling within a Hierarchy of Material Management Strategies ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 445-477. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00030-1> > ISBN : 9780123964595.
- Allwood J. M., Ashby M. F., Gutowski T. G., Worrell E. « Material efficiency: A white paper ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2011. Vol. 55, n°3, p. 362-381. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.11.002> >
- Andreasi Bassi S., Christensen T. H., Damgaard A. « Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2017. Vol. 69, p. 545-557. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.042> >
- Ausset S., Michaud C. « DRAFT - Specific verification protocol for MTB Cables Recycling Process ». *Environ. Technol. Verif. Progr.* 2017. p. 75.
- Baird L. *Managing Performance*. New York : [s.n.], 1986. 168 p. ISBN : 047106243X.
- Baret P. « Evaluation de la Performance Globale des Entreprises : Quid d'une approche économique ? ». In : *3ème Congrès l'ADERSE*. Lyon : [s.n.], 2005. p. 7.
- Bouquin H. *Le contrôle de gestion: contrôle de gestion, contrôle d'entreprise* [En ligne]. 6e Ed.[s.l.] : Presses universitaires de France, 2001. 462 p.(Collection Gestion). Disponible sur : < <https://books.google.fr/books?id=omFNPQAACAAJ> > ISBN : 9782130514305.
- Bourguignon A. « Peut-on définir la performance ? ». *Rev. Française Comptab.* 1995. Vol. Juillet-Ao, p. 61-66.
- Brooks A. L., Wang S., Jambeck J. R. « The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade ». *Sci. Adv.* [En ligne]. 2018. Vol. 4, n°6, p. 1-8. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat0131> >
- Caron M., Boisvert H., Mersereau A. « La comptabilité de management environnementale ou l'écocontrôle : utilité des outils de contrôle de gestion ». *Comptab. Environ.* [En ligne]. 2007. Vol. May, p. 26. Disponible sur : < <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00543104> >
- Ciroth A., Huppès G., Klöpffer W., Rüdenauer I., Steen B., Swarr T. *Environmental Life Cycle Costing*. SETAC Book. New York : Taylor & Francis Group, 2008. 232 p. ISBN : 9781880611838.
- Collet P. « L'ACV dans les choix technologiques ». *Panor. 2013 IFP énergies Nouv.* 2013. p. 1-7.
- Cucchiella F., D'Adamo I., Lenny Koh S. C., Rosa P. « Recycling of WEEEs: An economic assessment of present and future e-waste streams ». *Renew. Sustain. Energy Rev.* [En ligne]. 2015. Vol. 51, p. 263-272. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.010> >
- Damgaard A., Larsen A. W., Christensen T. H. « Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions ». *Waste Manag. Res.* [En ligne]. 18 septembre 2009. Vol. 27, n°8, p. 773-780. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1177/0734242X09346838> >
- Desmazes J., Lafontaine J.-P. « L'Assimilation des Budgets Environnementaux et du Tableau de Bord Vert par les Entreprises ». *C. Environ.* 2007. p. 22.
- Diamantini C., Genga L., Potena D., Storti E. « Collaborative Building of an Ontology of Key Performance Indicators ». In : Springer (éd.). *Move to Meaningful Internet Syst. OTM 2014 Conf.* [En ligne]. Berlin, Heidelberg : Meersman R., et al., 2014. p. 148-165. Disponible sur : < https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-662-45563-0_9 >
- Dohou-Renaud A. « Le rôle des outils de mesure de la performance environnementale : le cas des audits et indicateurs environnementaux dans dix entreprises françaises certifiées ISO 14001 ». *Manag. Avenir* [En ligne]. 2009. Vol. 29, n°9, p. 344. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/mav.029.0344> >
- Dohou-Renaud A., Berland N. « Mesure de la Performance Globale des Entreprises ». *Comptab. Environ.* 2007. Vol. May, p. 23.

- Donnelly K., Beckett-Furnell Z., Traeger S., Okrasinski T., Holman S. « Eco-design implemented through a product-based environmental management system ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2006. Vol. 14, n°15-16, p. 1357-1367. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.11.029> >
- Dowdell D. C., Adda S., Noel R., Laurent D., Glazebrook B., Kirkpatrick N., Richardson L., Doyle E., Smith D., Thurley A. « An integrated life cycle assessment and cost analysis of the implications of implementing the proposed waste from electrical and electronic equipment (WEEE) directive ». *Proc. 2000 IEEE Int. Symp. Electron. Environ.* [En ligne]. 2000. p. 1-10. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1109/ISEE.2000.857617> >
- Dwek M. *Integration of material circularity in product design*. [s.l.] : COMMUNAUTE UNIVERSITE GRENOBLE ALPES, 2017. 242 p.
- Dwek M., Zwolinski P. « How can we predict the evolution of recycling chains? ». *Matériaux Tech.* [En ligne]. 2015. Vol. 103, n°1, p. 102. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1051/mattech/2015005> >
- Ecosip. *Cohérence, pertinence et évaluation*. Gestion. Paris : Economica, 1999.
- Ekvall T., Assefa G., Björklund A., Eriksson O., Finnveden G. « What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2007. Vol. 27, n°8, p. 989-996. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015> >
- Elia V., Gnoni M. G., Tornese F. « Measuring circular economy strategies through index methods : A critical analysis ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2017. Vol. 142, p. 2741-2751. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.196> >
- Ellen MacArthur Foundation. *Circularity Indicators : An Approach to Measuring Circularity* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. 98 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.giq.2006.04.004> > ISBN : 9781412984737.
- European Commission. « Directive n° 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction de la pollution) - refonte ». *J. Off. l'Union Eur.* [En ligne]. 2010. Vol. 12, n°17, p. 103. Disponible sur : < <https://doi.org/http://eur-lex.europa.eu/JOIndex.do> >
- European Commission. *DG Environment EU Environmental Technology Verification pilot programme General Verification Protocol - Version 1.2*. Brussels : [s.n.], 2016. 72 p.
- European Commission. *General Verification Protocol for EU Environmental Technology Verification programme - Version 1*. 2011. p. 1-67.
- European Commission. « Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives ». *Off. J. Eur. Union* [En ligne]. 2008. p. 3-30. Disponible sur : < <https://doi.org/2008/98/EC.;32008L0098> >
- European Commission. « Recommandation de la commission relative à l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie ». *J. Off. l'Union Eur.* [En ligne]. 2013. Vol. May, n°4, p. 1-210. Disponible sur : < <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179&qid=1410857862706&from=EN> >
- European Commission. *Product Environmental Footprint Pilot Guidance Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase*. 2014. p. 1-55.
- European IPPC Bureau. « Reference document on the Best Available Techniques for Waste Treatments Industries ». *Eur. Comm.* 2006. n°August, p. 592.
- European IPPC Bureau. « Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment Industries ». *Eur. Comm.* 2015. Vol. December, p. 1030.
- Eurostat. « Recycling – secondary material price indicator ». *Stat. Explain.* [En ligne]. 2017. Vol. June, n°02, p. 1-11. Disponible sur : < <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/> >
- Van Ewijk S., Stegemann J. A. « Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions in material throughput ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2016. Vol. 132, p. 122-128. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.051> >
- FEDEREC, ADEME. *Évaluation Environnementale du Recyclage en France selon la Méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie* [En ligne]. Paris, France : [s.n.], 2017. 178 p. Disponible sur : < http://federec.com/FEDEREC/ows/images/Impact_environnemental.pdf >
- Finnveden G. « Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 1999. Vol. 26, p. 173-187. Disponible sur : < [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1) >
- Frischknecht R., Wyss F., Büsser Knöpfel S., Lützkendorf T., Balouktsi M. « Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach ». *Int. J. Life Cycle Assess.* [En ligne]. 2015. Vol. 20, n°7, p. 957-969.

- Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0897-4> >
- Gentil E., Damgaard A., Hauschild M. Z., Finnveden G., Eriksson O., Thorneøe S., Kaplan P. O., Barlaz M., Muller O., Matsui Y., Li R., Christensen T. H. « Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2010. Vol. 30, n°12, p. 2636-2648. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004> >
- Germain C., Trebucq S. « La performance globale de l'entreprise et son pilotage : quelques réflexions ». *Sem. Soc. Lamy* [En ligne]. 2004. Vol. Octobre, n°1186, p. 35-41. Disponible sur : < <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00765165> >
- Gharfalkar M., Court R., Campbell C., Ali Z., Hillier G. « Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2015. Vol. 39, p. 305-313. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.007> >
- Gibert P. *Le contrôle de gestion dans les organisations publiques*. Les Editio. Paris : [s.n.], 1980.
- Gould R. *ETV and the road to standardisation*. 2015. p. 24.
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Aluminium cables recycling process: Environmental impacts identification and reduction ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2017. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.010> >
- Guinée J. B., Van Oers L., Koning A. De, Huppes G. « Abiotic resource depletion in LCA ». *Public Work. Water Manag.* [En ligne]. 2002. n°June, p. 1-75. Disponible sur : < depletion; LCA; materials, minerals >
- Haupt M., Kägi T., Hellweg S. « Modular life cycle assessment of municipal solid waste management ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2018. p. 1-13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035> >
- Herrmann C., Blume S., Kurl D., Schmidt C., Thiede S. « The Positive Impact Factory–Transition from Eco-efficiency to Eco-effectiveness Strategies in Manufacturing ». *22nd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2015. Vol. 29, p. 19-27. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.066> >
- Horta Arduin R., Charbuillet C., Berthoud F., Perry N. « Life Cycle Assessment of End-of-Life Scenarios : Tablet Case Study ». *Sixt. Int. Waste Manag. Landfill Symp.* 2017. n°October, p. 10.
- Horta Arduin R., Charbuillet C., Berthoud F., Perry N. « What are the environmental benefits of increasing the WEEE treatment in France? ». In : *2016 Electron. Goes Green 2016+* [En ligne]. Berlin : Fraunhofer IZM, 2016. p. 1-7. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1109/EGG.2016.7829872> > ISBN : 9781509052080.
- Horta Arduin R., Grimaud G., Martínez Leal J., Pompidou S., Charbuillet C., Laratte B., Alix T., Perry N. « Influence of scope definition in recycling rate calculation for European e-waste extended producer responsibility ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2019. Vol. 84, p. 256-268. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.002> >
- Humbert S., Rossi V., Margni M., Joliet O., Loerincik Y. « Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: Glass jars vs. plastic pots ». *Int. J. Life Cycle Assess.* [En ligne]. 2009. Vol. 14, n°2, p. 95-106. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0052-6> >
- Iacovidou E., Velis C. A., Purnell P., Zwirner O., Brown A., Hahladakis J. N., Millward-Hopkins J., Williams P. T. « Metrics for optimising the multi-dimensional value of resources recovered from waste in a circular economy: A critical review ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2017. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.100> >
- IPCC. *Climate Change 2007 Synthesis Report* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2007. 104 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1256/004316502320517344> > ISBN : 9291691224.
- ISO. *ISO 14040 - Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework* [En ligne]. International : [s.n.], 2006a. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1002/jtr> >
- ISO. *ISO 14031:2013 - Évaluation de la performance environnementale - Lignes directrices*. [s.l.] : [s.n.], 2013.
- ISO. *ISO 14021:2016 - Marquage et déclarations environnementales - Autodéclarations environnementales (Étiquetage de type II)*. International : [s.n.], 2016a.
- ISO. *ISO 14044, Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines* [En ligne]. Geneva : [s.n.], 2006b. Disponible sur : < http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=38498 > ISBN : 14044.
- ISO. *NF ISO 14034:2016-12 – Management environnemental – Vérification des technologies environnementales (ETV)*. World : Afnor éditions, 2016b.
- Jakobsen M. M. « The Relation of Eco-Effectiveness and Eco-Efficiency - an Important Goal in Design for

- Environment ». 1999. n°ii.
- Janicot L. « Les systèmes d'indicateurs de performance environnementale (IPE), entre communication et contrôle ». *Comptab. - Contrôle - Audit* [En ligne]. 2007. Vol. 13, n°1, p. 47-67. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/cca.131.0047> >
- Jørgensen T. H., Remmen A., Mellado M. D. « Integrated management systems - Three different levels of integration ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2006. Vol. 14, n°8, p. 713-722. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.04.005> >
- JRC - Institute for Environment and Sustainability. *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods - EUR 25167* [En ligne]. Brussels : European Commission, 2012. 31 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.2788/60825> > ISBN : 9789279227271.
- Kalika M. *Structures d'entreprises : réalités, déterminants, performances*. Gestion. Paris : Economica, 1988. 428 p. ISBN : 2-7178-1514-7.
- Kaplan R. S., Norton D. P. « The Balanced Scorecard – Measures that Drive Performance ». *Harv. Bus. Rev.* 1992. n°January-February, p. 71-82.
- Kaplan R. S., Norton D. P. « Putting the Balanced Scorecard to Work ». *Harv. Bus. Rev.* [En ligne]. 1993. n°September-October, p. 17. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-7009-8.50023-9> >
- Kara S., Hauschild M. Z., Herrmann C. « Target-Driven Life Cycle Engineering: Staying within the Planetary Boundaries ». *Procedia CIRP* [En ligne]. 2018. Vol. 69, p. 3-10. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.142> >
- Kengpol A., Boonkanit P. « The decision support framework for developing Ecodesign at conceptual phase based upon ISO/TR 14062 ». *Int. J. Prod. Econ.* [En ligne]. 2011. Vol. 131, n°1, p. 4-14. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2010.10.006> >
- Kerdoncuff P. « Mise en Place des Bases d'une Méthodologie d'Evaluation de l'Eco-efficience de Technologie ». *Etude ADEME*. 2011. Vol. Juin, n°30, p. 1-72.
- Kulak M., Nemecek T., Frossard E., Gaillard G. « Eco-efficiency improvement by using integrative design and life cycle assessment. The case study of alternative bread supply chains in France ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2016. Vol. 112, p. 2452-2461. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.002> >
- Laurent A., Clavreul J., Bernstad A., Bakas I., Niero M., Gentil E., Christensen T. H., Hauschild M. Z. « Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2014. Vol. 34, n°3, p. 589-606. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004> >
- Layachi O. *Valorisation des technologies environnementales innovantes passées par un dispositif de vérification ETV*. [s.l.] : INP Toulouse - ENSIACET, 2016. 1-75 p.
- Lebas M. « Oui, il faut définir la performance ». *Rev. Française Comptab.* 1995. Vol. Juillet-Ao, p. 66-71.
- Leroy Y. « Ecodesign: Tools and methods ». *Tech. l'Ingénieur*. 2011. Vol. 16 août, p. 1-8.
- Lima P. D. M., Colvero D. A., Gomes A. P., Wenzel H., Schalch V., Cimpan C. « Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2018. Vol. 78, p. 857-870. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007> >
- Lonsdale J. *Detailed Assessment of the Market Potential and Demand for an EU ETV Scheme*. 2011. p. 108.
- Makarichi L., Techato K., Jutidamrongphan W. « Flow analysis as a support tool for multi-criteria analysis in solid waste management decision-making ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2018. Vol. 139, n°March, p. 351-365. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.024> >
- Marchesnay M. *Management Stratégique* [En ligne]. ADREG.[s.l.] : [s.n.], 2004. 284 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> > ISBN : 2951800770.
- Di Maria A., Eyckmans J., Van Acker K. « Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2018. Vol. 75, p. 3-21. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.028> >
- Marion A., Asquin A., Everaere C., Vinot D., Wissler M. *Diagnostic de la performance de l'entreprise - Concepts et méthodes*. Management. Paris : Dunod, 2012. ISBN : 9782100576197.
- Marques G., Gourc D., Lauras M. « Multi-criteria performance analysis for decision making in project management ». *Int. J. Proj. Manag.* [En ligne]. 2011. Vol. 29, n°8, p. 1057-1069. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ijproman.2010.10.002> >

- Martínez Leal J., Charbuillet C., Pompidou S., Perry N. « Recycling Chains: A proposal for an Exhaustive Definition ». In : *10th Int. Conf. Soc. Mater.* Roma : [s.n.], 2016. p. 21.
- Meunier V., Mardsen E. « L'analyse coût-bénéfices : guide méthodologique ». *Les Cah. la sécurité Ind.* [En ligne]. 2009. n°06, p. 1-60. Disponible sur : < http://www.icsi-eu.org/francais/dev_cs/cahiers/ >
- Morin E. M., Savoie A., Beaudin G. *L'efficacité de l'organisation : Théories, représentations et mesures*. HEC.[s.l.] : [s.n.], 1994. 158 p.ISBN : 978-2-89105-541-3.
- Neely A., Gregory M., Platts K. « Performance measurement system design: A literature review and research agenda ». *Int. J. Oper. Prod. Manag.* [En ligne]. 2005. Vol. 25, n°12, p. 1228-1263. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1108/01443570510633639> >
- Notat N. « Une question centrale ». *Acteurs l'économie - Doss. spécial Perform.* 2007. Vol. Octobre, p. 72.
- Ohno H., Matsubae K., Nakajima K., Nakamura S. « Unintentional Flow of Alloying Elements in Steel during Recycling of End-of-Life Vehicules ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2014. Vol. 18, n°2, p. 242-253. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/jiec.12095> >
- Panasiuk D., Fresnel A., Laratte B., Remy S. « Analyse dynamique de flux des matières: état d'art et développement d'une méthodologie ». *14e Colloq. Natl. Prod. Procédés, Systèmes intelligents durables AIP Primeca*. 2015. Vol. avril, n°02, p. 5.
- Paraskevas D., Kellens K., Dewulf W., Duflou J. R. « Environmental modelling of aluminium recycling: A Life Cycle Assessment tool for sustainable metal management ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2015. Vol. 105, p. 357-370. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.102> >
- Peças P., Götze U., Henriques E., Ribeiro I., Schmidt A., Symmank C. « Life Cycle Engineering – Taxonomy and State-of-the-art ». *23rd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2016. Vol. 48, p. 73-78. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.04.085> >
- Pendaries M. *Le pilotage par la valeur de la performance des organisations: cas des entreprises industrielles gérées par affaire*. [s.l.] : Université de la méditerranée – Aix – Marseille II, 2011. 378 p.
- Penttinen I. « Adoption of Eco-Efficiency in Strategic and Operational Management of Industrial and Medium Sized Enterprises ». *Res. Reports from Turku Univ. Appl. Sci.* 2010. Vol. 33, p. 1-198.
- Pigosso D. C. A., Rodrigues V. P., McAloone T. C. « Embracing Circular Economy : a journey seen through the perspective of Sustainability Maturity ». 2017. n°January, p. 7.
- Pires A., Martinho G., Chang N. Bin. « Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques ». *J. Environ. Manage.* [En ligne]. 2011. Vol. 92, n°4, p. 1033-1050. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024> >
- Ratman-Klosinska I., Andersson M. T., Wendler K., Fortkamp U. *Guide détaillé pour les proposants du programme pilote de vérification des technologies environnementales de l'UE*. Edition 1. Wächtersbach, Allemagne : Seventh Framework Programme, 2012. 30 p.
- Re Match. « Mechanical Turf Recycling process under ETV Certification ». [s.l.] : [s.n.], 2016. p. 30. Disponible sur : < <http://re-match.dk/environment-legislation/etv-certification> > (consulté le 17 juillet 2017)
- Realf M. J., Ammons J. C., Newton D. « Carpet Recycling: Determining the Reverse Production System Design ». *Polym. Plast. Technol. Eng.* [En ligne]. 1 juin 1999. Vol. 38, n°3, p. 547-567. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1080/03602559909351599> >
- Reuter M. A., Van Schaik A. « Product-Centric Simulation-Based Design for Recycling: Case of LED Lamp Recycling ». *J. Sustain. Metall.* [En ligne]. 2015. Vol. 1, n°1, p. 4-28. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/s40831-014-0006-0> >
- Sahoo S., Kim S., Kim B.-I., Kraas B., Popov A. « Routing Optimization for Waste Management ». *Interfaces (Providence)*. [En ligne]. 1 février 2005. Vol. 35, n°1, p. 24-36. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1287/inte.1040.0109> >
- Sala S., Vasta A., Mancini L., Dewulf J., Rosenbaum E. « Social Life Cycle Assessment: State of the art and challenges for supporting product policies ». *JRC Tech. Reports* [En ligne]. 2015. p. 90. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/978-981-287-296-8> >
- Salgado M. « Analyse des fondamentaux de la performance et de sa valorisation ». In : *CNRIUT 2013* [En ligne]. Corte : [s.n.], 2013. p. 4. Disponible sur : < <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00842228/> >
- Saulquin J.-Y., Schier G. « Responsabilité sociale des entreprises et performance ». *La Rev. des Sci. Gest.* [En ligne]. 2007. Vol. 1, n°223, p. 57-65. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3917/rsg.223.0057> >

- Schaltegger S. « Eco-Efficiency of LCA. The Necessity of a Site-Specific Approach ». In : Schaltegger S, Braunschweig A, Büchel K, Dinkel F, Frischknecht R, Maillefer C, Ménard M, Peter D, Pohl C, Ros M, Sturm A, Waldeck B, Zimmermann P (éd.). *Life Cycle Assess. --- Quo vadis?* [En ligne]. Basel : Birkhäuser Basel, 1996. p. 133-149. Disponible sur : < https://doi.org/10.1007/978-3-0348-9022-9_9 > ISBN : 978-3-0348-9022-9.
- Simon H. A. « Organizations and Markets ». *J. Econ. Perspect.* [En ligne]. 1991. Vol. 5, n°2, p. 25-44. Disponible sur : < <http://www.jstor.org/stable/1942684> >
- Stigson B., Madden K., Young R., Brady K., Hal J. *Eco-efficiency Learning Module*. Genève : World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), 2006. 231 p. ISBN : 2-940240-84-1.
- Tyteca D. « On the Measurement of the Environmental Performance of Firms— A Literature Review and a Productive Efficiency Perspective ». *J. Environ. Manage.* [En ligne]. 1996. Vol. 46, n°3, p. 281-308. Disponible sur : < <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/jema.1996.0022> >
- Ullman D. G. « Robust decision-making for engineering design ». *J. Eng. Des.* [En ligne]. 2001. Vol. 12, n°1, p. 3-13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1080/09544820010031580> >
- Vadoudi K., Kim J., Laratte B., Lee S.-J., Troussier N. « E-waste management and resources recovery in France. » *Waste Manag. Res.* [En ligne]. 2015. Vol. 33, n°10, p. 11. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1177/0734242X15597775> >
- Walker W. E., Harremoës P., Rotmans J., Van der Sluijs J. P., Van Asselt M. B. A., Janssen P., Krayen von Krauss M. P. « Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support ». *Integr. Assess.* [En ligne]. 2003. Vol. 4, n°1, p. 5-17. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466> >
- Von Winterfeldt D., Edwards W. *Decision analysis and behavioral research*. Cambridge : Cambridge University Press, 1986.
- Yang J., Lu B., Xu C. « WEEE flow and mitigating measures in China ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2008. Vol. 28, n°9, p. 1589-1597. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.019> >
- Zhang L., Xu Z. « A Review of Current Progress of Recycling Technologies for Metals from Waste Electrical and Electronic Equipment ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2016. Vol. 127, p. 1-18. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.004> >

L'ensemble des pictogrammes utilisés dans ce manuscrit sont issus de la bibliothèque *The Noun Project*.

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

*Ce chapitre a été en partie soumis pour publication dans Grimaud G, Perry N et Laratte B. **Intégration des performances environnementales dans la conception des systèmes de recyclage pilotée par l'économie circulaire.** Presses des Mines 2018.*

RÉSUMÉ DU CHAPITRE 5

Pour déployer des systèmes de recyclage performants, il est nécessaire de les adapter aux flux entrants hétérogènes et de respecter une constance dans les flux sortants pour permettre une acceptabilité des filières aval et une régénération optimale. Nous l'avons vu, des indicateurs de performances sont nécessaires pour la prise de décisions quant aux choix technologiques à faire pour la conception du scénario de recyclage idéal.

La méthodologie proposée pour l'évaluation de l'éco-efficience des scénarios de recyclage permet de proposer aux différentes parties prenantes des résultats environnementaux et économiques sur la base d'un référentiel technique équivalent. Cette proposition méthodologique nécessite d'être systématisé dans le processus de conception de MTB. Il s'agit également d'automatiser la procédure de calculs pour fournir les données pertinentes dans leur prise de décision. Cette automatisation repose sur l'enrichissement de la base de connaissances de l'entreprise.

Dans ce chapitre, nous faisons le bilan des travaux de recherche. Il s'agit de présenter les résultats significatifs que nous avons obtenus. Les développements qui sont à conduire, et bien entendu les limites que nous avons pu identifier qui justifient des recherches complémentaires. La figure 5-1 propose une représentation graphique du chapitre.



Figure 5-1 Présentation graphique des conclusions et perspectives des travaux de recherche

5.1 DISCUSSION

Dans le modèle circulaire présenté dans la section 2.2.1 du chapitre 2, il s'agit d'opérer un recyclage matériel et de conserver la fonctionnalité des matériaux. L'une des méthodes pour favoriser le recyclage fonctionnel repose sur une Fin de Vie (FdV) dissociée en fonction des produits. Cette organisation n'est pas possible pour toutes les filières de déchets. Un grand nombre de paramètres entrent dans la décision. Nous avons détaillé les différentes limites dans la section 2.2.3 du chapitre 2 : techniques, sociétaux et économiques. Toutefois, ce sont majoritairement les données économiques qui justifient ou pas de la pertinence d'une filière spécifique (figure 2-17). Pour les flux de déchets où le volume et la valeur permettent de disposer d'une filière de FdV spécifique. Les opérateurs de la filière de FdV ont la capacité de mettre en œuvre un synoptique de traitement adapté.

Nous avons étudié le recyclage par produit dans le cas des câbles en aluminium (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016) que nous avons présenté dans la section 3.1 du chapitre 3. Le système 3 qui modélise le recyclage mécanique réalisé chez MTB correspond à un recyclage par produit qui permet de conserver la valeur fonctionnelle de l'aluminium. D'un point de vue environnemental et énergétique, le recyclage par produit est le plus sobre comme nous l'avons montré dans la section 3.1.3.1 du chapitre 3. Nous rappelons un extrait de l'évaluation environnementale conduite sur le recyclage des câbles en aluminium sur la figure 5-2. Les résultats sur l'indicateur de changement climatique traduisent la tendance générale observée sur les autres indicateurs.

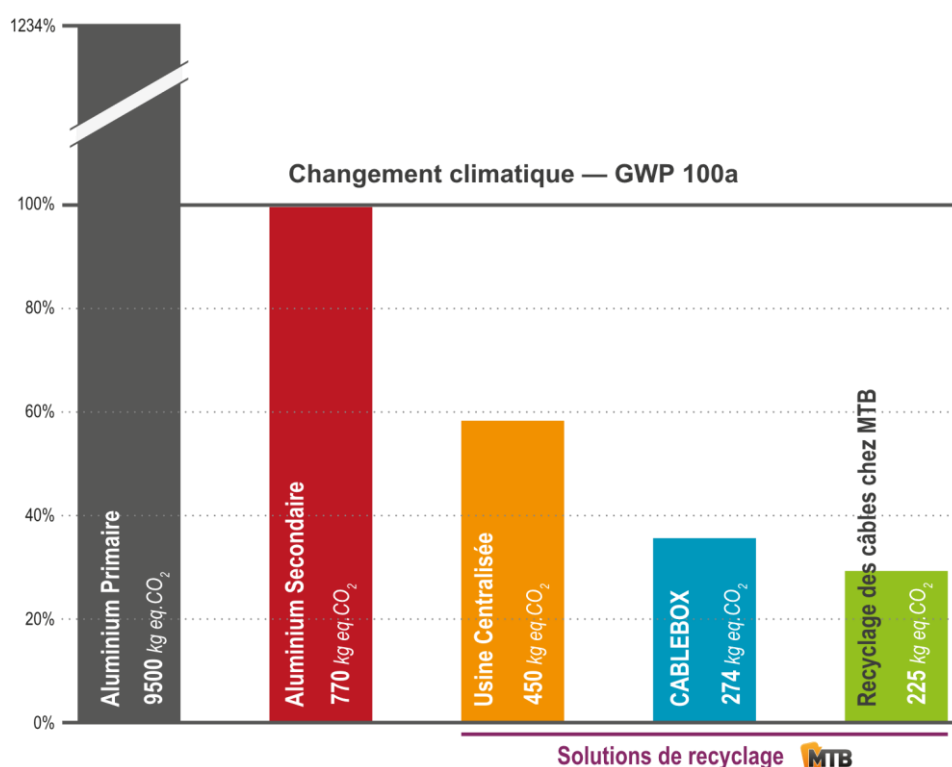


Figure 5-2 Caractérisations environnementales de quatre processus de production de l'aluminium – indicateur changement climatique méthode IPCC (Grimaud, Perry, et Laratte, 2016)

Ces résultats démontrent les gains d'un scénario de recyclage différencié pour les câbles en aluminium. L'impact de l'aluminium recyclé par voie thermique représente 7 % de l'impact de l'aluminium primaire et seulement 2 à 5 % dans le cas du recyclage mécanique MTB. Or si nous comparons les recyclages entre eux, le recyclage mécanique conduit chez MTB permet de réduire de 70 % l'impact global de la filière de recyclage. Et dans le même temps, la valeur fonctionnelle de l'aluminium est conservée, car l'aluminium produit a une pureté de 99,7 %. En conclusion, le recyclage par produit est plus éco-efficace que le recyclage en mélange par fusion.

5.1.1 Les apports des travaux de recherche

Jusqu'à présent, la communauté scientifique s'est principalement focalisée sur le développement d'outils qui étudient les flux physiques de matière et d'énergie dans les systèmes industriels et entre les systèmes industriels. Dans cette thèse, nous proposons d'aller au-delà en intégrant ces évaluations dans le processus décisionnel de conception des systèmes sur la base d'indicateurs de décision définis grâce à nos retours d'expérience sur les cas d'application. La liste des productions scientifiques du doctorat est présentée dans l'annexe 11.

5.1.1.1 La vérification ETV comme cadre de référence

Le protocole général de vérification est particulièrement long et complexe (figure 4-10). Malgré tout, la vérification des écotecnologies en cours chez MTB nous a permis de construire un cadre de référence technique à une évaluation des scénarios de recyclage. Ce cadre de référence se base sur un ensemble de revendications qui alimentent les paramètres de performances techniques.

Dans la section 4.2.1.3, nous avons démontré que la vérification ETV utilisée dans le contexte de l'évaluation des procédés de recyclage peut apporter une base solide à la comparaison technique des scénarios de recyclage. En proposant un outil paramétrable pour les processus et les flux qui se base sur la démarche sans faire appel à un organisme vérificateur indépendant, nous sommes en mesure d'apporter une réponse plus rapide. Cette réponse rapide est nécessaire pour faire évoluer la conception.

Nous avons utilisé une construction statique d'ETV comme un référentiel de comparaison, cette vision n'est pas paramétrable. Ce choix a été fait pour permettre la discussion, sans volonté d'automatisation. En effet, la construction s'est faite dans le domaine du recyclage en utilisant un protocole construit pour une technologie spécifique. Ce cadre existant nous a permis de prendre en compte un état de l'art, mais il demeure fortement statique.

Toutefois, l'aspect paramétrable est intéressant et répond à deux enjeux de la méthodologie. D'une part, ouvrir à d'autres domaines la méthodologie et automatiser la

démarche d'aide à la décision dans la phase de conception des scénarios. La paramétrisation est nécessaire pour faciliter l'intégration de nouvelles technologies et d'optimisations dans les processus. La paramétrisation semble aussi nécessaire pour sélectionner les choix combinatoires de façon automatique pour obtenir le meilleur assemblage.

L'une des critiques formulées à l'encontre de l'outil ACV concerne sa transformation des données d'inventaire en impacts ou en dommages. Résultat, certaines données d'inventaire pertinentes pour la quantification des rejets dans l'environnement local sont perdues dans le processus de calcul. Et le protocole spécifique sur lequel nous nous basons pour construire la méthodologie ne considère pas les rejets dans l'environnement. Ceci nous a conduits à omettre la quantification des rejets dans les compartiments environnementaux de la biosphère.

Or, l'un des objectifs des écotechnologies et de proposer des solutions de dépollution, tracer les rejets polluants, voire la dépollution des rejets est donc primordiale pour quantifier les performances de ces technologies (ISO, 2018). Nous réfléchissons à l'intégration des indicateurs de rejets dans les résultats à communiquer aux parties prenantes.

5.1.1.2 Importance de la modélisation des flux de matières

Nous avons utilisé un modèle statique pour la modélisation des flux de matières dans nos scénarios de recyclage. Cette représentation est particulièrement pertinente pour construire les métaflux entre les processus (figure 4-15). Comme nous l'avons montré dans la section 3.2.1.2, cette représentation permet de visualiser les gains de production grâce à la mise en œuvre de technologies complémentaires.

L'évaluation des flux de matières est indissociable de la méthodologie, en effet les résultats obtenus sont directement utilisés pour le calcul des paramètres de performances dans le cas de la vérification ETV (rejets, consommation d'énergie, flux de matières triées, etc.). Aussi cette première analyse permet de quantifier les données d'inventaire qui seront nécessaires pour l'évaluation ACV.

L'utilisation d'une représentation dynamique pour l'analyse MFA a peu d'intérêt dans la modélisation des scénarios de recyclage. Cette représentation permet de décrire la disponibilité future des ressources (Panasiuk, Laratte, et Remy, 2016). Il s'agit d'un complément intéressant pour anticiper la FdV des produits et donc prévoir en amont les scénarios de recyclage adaptés (Müller et al., 2014).

La modélisation des flux de matières MFA est l'une des clés pour anticiper la collecte des produits en fin de vie.

Bien entendu l'outil MFA présente certaines limites au regard de la complexité des flux de déchets que nous sommes amenés à traiter. La complexité de ces flux est une problématique que nous notons pour l'ensemble des outils utilisés dans cette méthodologie.

Toutefois, une application méticuleuse permet d'apporter les éléments nécessaires à la prise de décisions des concepteurs comme nous le présentons avec un exemple dans la section 5.2. *L'Analyse de Cycle de Vie, un outil robuste et pertinent*

L'outil ACV est majoritairement préconisé dans la littérature (section 4.2.3.1), généralement en complément de l'analyse MFA (section 4.2.3.2). Malgré certaines limites présentées dans la section 5.1.2.3, nous avons démontré son intérêt pour l'évaluation environnementale des scénarios de recyclage. Cet outil permet d'obtenir des résultats multi-indicateurs avec une vision globale de la performance environnementale des scénarios. Même si la communication des résultats repose seulement sur trois indicateurs (changement climatique, demande en énergie et épuisement des ressources fossiles), nous disposons des autres indicateurs pour affiner l'analyse. Pour l'instant, la construction d'une modélisation spécifique est nécessaire pour chaque nouvelle comparaison de scénarios. À mesure de l'intégration des résultats dans la base de connaissances, nous serons en mesure d'apporter plus rapidement les résultats aux parties prenantes.

Forts de ce constat, nous nous sommes appliqués à construire une modélisation qui permet de comparer les scénarios les uns par rapport aux autres. Cette mise en compétition permet de comparer les technologies afin d'optimiser l'offre de recyclage dans une démarche d'économie circulaire. Nous nous positionnons sur cette seule étape de cycle de vie, sans connaissances de la composition exacte du flux de déchets, mais avec une nature représentative de la réalité.

Dans un horizon plus lointain, l'évaluation environnementale doit permettre de préparer la mise en œuvre de la taxe carbone sur les MP (Chang et al., 2012). En considérant les données de l'évaluation environnementale (tableau 2-2), sauf exception une taxe carbone sur les matières premières favorisera les MPR. Cette évaluation est également nécessaire pour construire une Taxe sur la Valeur Ajoutée Circulaire (TVAC) que nous avons rapidement abordée dans la section 2.2.3.2. Le principe de la TVAC est de rendre les produits écoconçus moins chers pour inciter les producteurs à s'y intéresser et les consommateurs à les acheter (Ferrari, Bourg, et Swaton, 2017). Le principe de fonctionnement de la TVAC proposée par Ferrari (2017) est présenté sur la figure 5-3.

Le mécanisme se décompose en quatre étapes. Dans un premier temps, les offres standards sont normalisées pour créer une référence. L'offre standard est analysée par des outils d'évaluation environnementale, les impacts environnementaux associés à l'offre A sont monétarisés. Le coût des impacts environnementaux est alors rapporté à l'unité fonctionnelle. Dans un deuxième temps, les résultats sont validés et publiés par les pouvoirs publics. Dans un troisième temps, les fabricants qui s'engagent dans une démarche d'écoconception ont la possibilité de réaliser une étude individuelle sur l'offre B afin de calculer un différentiel d'externalités. C'est sur la base de ce différentiel d'externalités que les pouvoirs publics peuvent décider d'une TVA réduite pour l'offre B.

Enfin, périodiquement les pouvoirs publics sont amenés à réaliser une révision des externalités moyennes par unité fonctionnelle afin de repositionner le seuil de déclenchement de la TVAC. Au travers de ce mécanisme, la TVAC permet de compenser les coûts des externalités et ainsi d'intégrer une partie des coûts cachés du cycle de vie. Les décideurs ont la capacité d'encourager les offres plus durables et qui participent à la réduction des externalités sur la société.

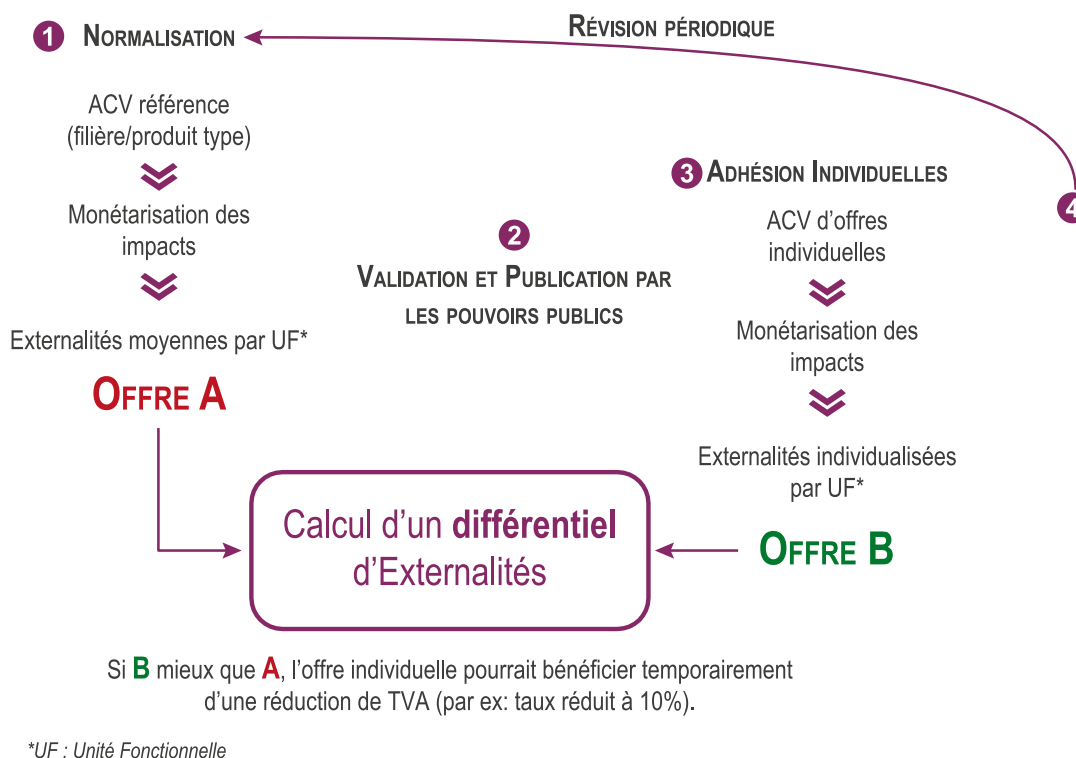


Figure 5-3 Présentation du schéma de principe de la TVA circulaire (Ferrari, 2017)

5.1.1.4 L'indispensable évaluation économique

L'une de nos motivations de l'étude est d'apporter aux parties prenantes, d'autres résultats que les seuls résultats économiques. Il s'agit d'apporter aussi bien les informations sur les charges que les produits liés à l'exploitation des scénarios de recyclage. La clé de répartition des coûts proposée est un modèle simplifié des données économiques pouvant être partagé avec les parties prenantes. La modélisation des gains à la revente des MPR demande à être affinée pour apporter une base robuste de résultats pour les discussions des parties prenantes.

La démarche de TVAC que nous avons rapidement évoqué dans le paragraphe précédent (5.1.1.3) trouve un relais dans la norme volontaire ISO 20400 : 2017 qui traite des achats responsables. La norme va plus loin dans la prise en compte des externalités en incluant à la fois les externalités environnementales et sociales, mais aussi les externalités non monétisables. La figure 5-4 propose une représentation du concept d'achats responsables tel que défini dans la norme ISO 20400. Sur cette représentation il est possible de distinguer

l'ensemble des coûts induits par un produit ou service à l'organisation et ceux induits à la société.

Aussi, en considérant l'ensemble des coûts et externalités du cycle de vie des matières premières, il est possible de monétariser les bénéfices sociétaux et environnementaux (section 2.2.2) du recyclage afin de favoriser le marché des MPR et développer les stratégies d'économies circulaires.

Seules les contraintes législatives ou économiques (taxe) semblent suffisantes à faire évoluer les stratégies de conception des industriels.

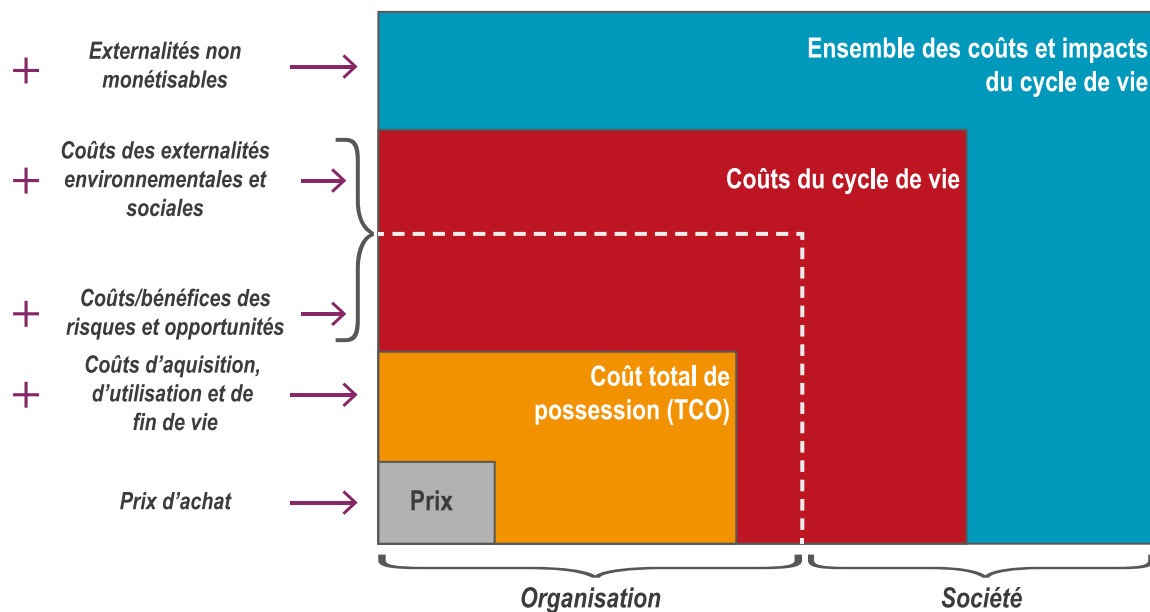


Figure 5-4 Présentation du concept d'achats responsables selon la norme ISO 20400 (ISO, 2017)

5.1.2 Les axes de développement des outils

5.1.2.1 Les choix du périmètre de l'étude

Nous avons défini les scénarios de recyclage selon la figure 4-3, or cette représentation ne prend pas en compte la collecte du déchet, mais seulement le transport après massification. Dans le cas d'application du recyclage des câbles en aluminium, l'évaluation environnementale conduite montre la forte contribution du transport dans l'impact global du scénario de recyclage. Sur la base de cette observation et sans avoir conduit de plus amples travaux sur la phase de déconstruction puis de massification des déchets, il nous semble important d'adresser cette question de façon plus approfondie.

Il s'agit notamment de questionner les choix de la séquence de déconstruction puis de massification des déchets. En effet, plusieurs études montrent la très forte contribution

économique et environnementale de l'étape de collecte porte-à-porte des déchets ménagers dans le processus global (Deboutière et Georgeault, 2016 ; ORDIF, 2017). Même si les déchets ménagers représentent un cas extrême, car le taux de remplissage des camions-poubelles est très faible et la valeur intrinsèque de la valorisation est également limitée. Nous sommes convaincus qu'il s'agit d'un levier important pour améliorer l'éco-efficience des filières de FdV. Cette étape de la phase de FdV nous semble indispensable à inclure dans la définition des stratégies de FdV des produits pour minimiser l'impact global.

Le contexte actuel force à mettre en place des solutions de recyclage déployées en économie circulaire pour garantir un accès durable aux ressources. Cette notion de circularité est au cœur de l'évaluation de la performance des filières de recyclage. Elle sous-entend la nécessité de quantifier la fonctionnalité amont et aval des matériaux recyclés. La quantification de cette fonctionnalité ne se borne pas à un seul cycle de vie. Ici aussi, le choix du périmètre de l'étude influence grandement notre capacité à calculer la circularité des matériaux.

5.1.2.2 *Robustesse des données de la base de connaissances*

Nous l'avons indiqué, la méthodologie doit permettre de construire une base de connaissance (section 4.2.2.5) exhaustive afin d'accélérer la communication des résultats dans la phase de conception. Nous avons également travaillé pour permettre aux concepteurs d'accéder à une BDD dynamique pour faciliter les tests combinatoires durant la conception des scénarios de recyclage. Toutefois, nous avons mis en lumière certaines limites sur les sujets suivants :

1. Manque de données d'inventaires robustes pour les comparaisons
2. Notion de fonctionnalité matière non adressée : différence de composition des flux de matières comparés
3. Temps de la collecte de données importants

Concernant les données d'inventaires, celles-ci sont particulièrement manquantes, et aucune base de données ne propose une vision exhaustive. Même si l'ADEME et FEDEREC (section 2.2.2.2) ont pu travailler sur le sujet, des travaux de recherche complémentaires sont nécessaires. De plus, leurs modélisations restent au niveau des filières sans pour autant détailler les processus et les technologies utilisées (section 4.2.3.1). Or la comparaison des scénarios de recyclage nécessite, pour obtenir des résultats robustes, une BDD construite sur les technologies disponibles. Il s'agit également d'être en mesure de paramétrer les processus unitaires (ou métaprocessus) pour intégrer les hypothèses techniques (figure 4-14) et les variables opérationnelles.

À plusieurs reprises nous avons soulevé les difficultés de comparaison de flux de matières dont la composition est semblable, mais le niveau de fonctionnalité (section 2.2.1.3). Les indicateurs dans ce domaine sont encore en cours de développement et l'indication de la qualité des matières premières recyclées (section 4.2.4.3) reste l'indicateur le plus rigoureux en l'état des connaissances. Enfin, le temps de la collecte des données est directement lié à l'absence de données d'inventaires robustes qui nécessite de construire au cas par cas,

l'ensemble des données nécessaires à l'évaluation puis la comparaison. Ce temps de collecte va diminuer à mesure que la base de connaissances sera déployée et enrichie. Ce travail contribue à enrichir la démarche de calcul des performances.

Les évaluations successives des procédés de recyclage vont permettre de documenter et alimenter les bases de données du domaine.

5.1.2.3 Les limites de l'outil d'analyse de cycle de vie

L'évaluation des procédés de recyclage est au cœur des attentes industrielles pour la généralisation des solutions de recyclage en économie circulaire. Alors que l'environnement d'évaluation environnementale des produits porté par l'ACV est largement déployé et documenté, l'environnement d'évaluation des procédés est trop faiblement documenté. L'évaluation des procédés nécessite de décrire les produits pour pouvoir solutionner les contraintes de l'allocation des impacts qui dépendent de l'usage du procédé.

Actuellement, le recyclage est évalué dans la méthodologie ACV comme une brique alternative du scénario de FdV au sein du cycle de vie d'un produit. Dans l'évaluation des scénarios de FdV, la compétition se base sur des approches radicales, par exemple : recyclage versus incinération. Ou bien sur la sensibilité des variations du taux de collecte, de recyclage, de valorisation, etc. Toutefois, ces scénarios ne proposent pas de compétition à l'intérieur des étapes de la filière de FdV. L'évaluation repose généralement sur le pronostic d'une FdV et rarement sur la réalité des flux de déchets. Ces flux de déchets regroupent une grande variabilité de matériaux qui peuvent se perturber les uns par rapport aux autres. Par exemple, une résine polymère peut venir perturber le recyclage d'une autre résine et de fait bloquer le recyclage de ces deux résines. Or les outils d'évaluation utilisés n'adressent pas cette question. Seules la base de connaissances et les variables opérationnelles indiquent ces contraintes.

L'utilisation de l'outil d'évaluation ACV pour la quantification des impacts environnementaux de la FdV ressemble à un oxymore. En effet, la gestion des déchets et des ressources primaires fait partie du cycle de vie de tous les produits, tandis que l'ACV se concentre sur la totalité (ou sur une partie) du cycle de vie d'un seul produit.

La modélisation d'un flux hétérogène de produits en FdV pour représenter un produit unique (flux de déchets) montre les limites de cet outil pour fournir une évaluation robuste.

L'ACV n'est pas forcément le bon outil pour intégrer de nouvelles technologies, car les fonctions peuvent évoluer ; or la comparaison est réalisée à fonction équivalente. Durant la phase de construction de la méthodologie, les cas d'application utilisés reposent tous sur une unité fonctionnelle focalisée sur la production. Nous abordons donc l'optimisation des performances au travers de l'écoconception. Dans la mise en œuvre de la méthodologie, nous

basculons sur une unité fonctionnelle liée à la filière de recyclage afin de basculer dans une optique d'éco-efficacité.

Nous positionnons sur la figure 5-5 les différentes démarches de conception que nous avons pu mettre en œuvre à la fois dans la phase de construction puis dans la mise en œuvre de la méthodologie finale, au regard de l'éco-efficience et de l'éco-efficacité. Cette représentation utilise également les définitions de l'écoconception proposée par Brezet (1997).

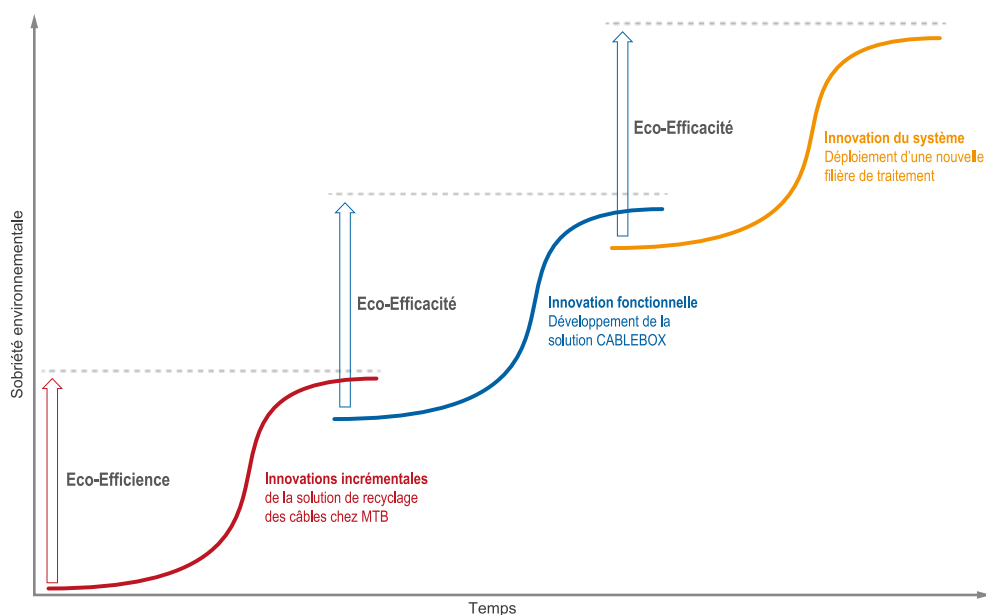


Figure 5-5 Positionnement des scénarios de recyclage au regard de l'éco-efficience et de l'éco-efficacité

5.1.2.4 Calcul du prix de revente des matières recyclées

L'approche comptable employée par la méthodologie LCC (section 4.2.3.3) est pertinente au regard du sujet et des indicateurs de performances que nous souhaitons calculer pour le volet économique. Toutefois, nos premiers essais de la méthodologie laissent apercevoir les difficultés quant au calcul du prix de revente des MPR. En effet, la majorité des éléments qui influencent ce prix ne sont pas modélisables (section 4.2.4.2). En l'occurrence, les décotes réalisées par les repreneurs de MPR sont décorréliées du LME, elle peut être aussi bien positive que négative.

Par exemple, l'évolution du prix de revente des MPR n'est pas une fonction affine en fonction de la pureté du flux comme le montre le graphique de la figure 5-6. Dans cette représentation, nous prenons pour exemple le cuivre dont le LME en octobre 2018 était d'environ 5 350 € par tonne de cuivre. Pour cette valeur du LME du cuivre, une tonne de cuivre pure à 50 % sera négociée sur le marché à 1 900 € quand une tonne pure à 80 % le sera à environ 3 200 €. Sur cette première tranche, l'évolution du prix de revente en fonction de la pureté est semblable à une courbe linéaire. Sur la seconde tranche, lorsque la pureté s'approche de 100 %, l'évolution du prix de revente est semblable à une courbe exponentielle.

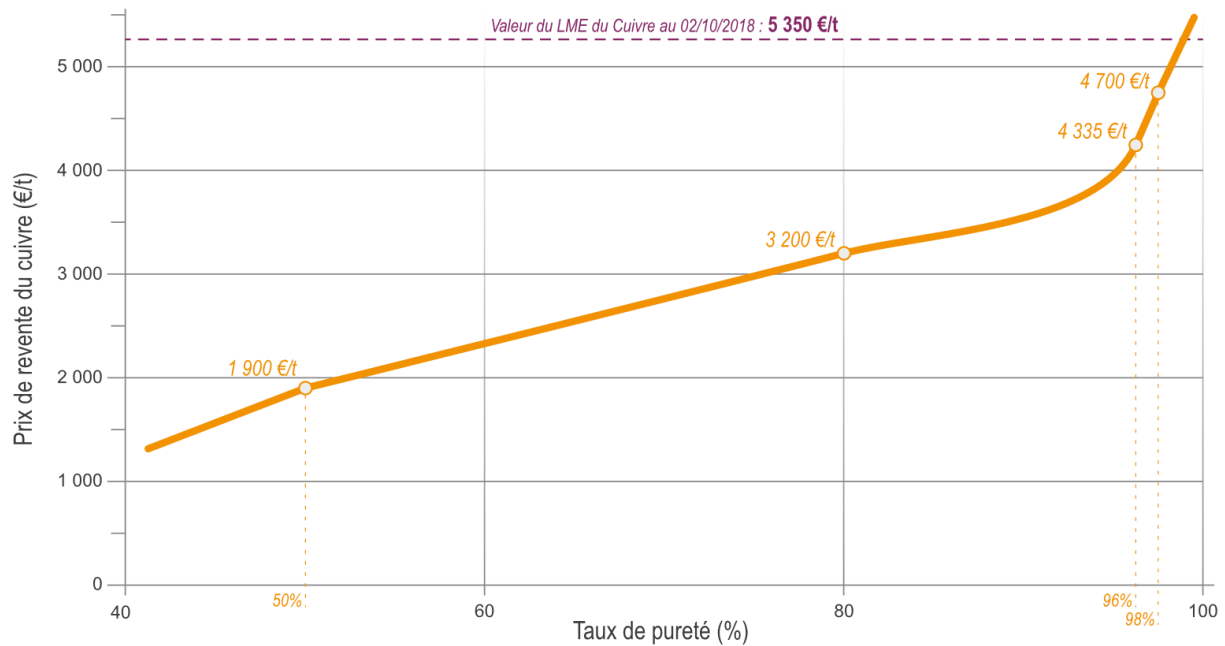


Figure 5-6 Visualisation de l'influence de la qualité sur le prix de vente du cuivre (LME au 02/10/2018)

Il est intéressant de noter que le gain de quelques points la pureté du cuivre permet d'augmenter significativement le prix de vente, au-delà de 95 %. Et à la date de calcul, une pureté supérieure à 99 % induit une surcote. Cette surcote apparaît généralement lors de tension pour satisfaire la demande. Cette observation permet de justifier l'intégration de technologies supplémentaires pour augmenter la pureté des MPR dans un scénario de recyclage. L'ensemble des chiffrages présentés sur la figure 5-6 sont issus de calcul de valeur de lots reçus par la société MTB pour différents lots de cuivre.

C'est d'ailleurs cette logique d'optimisation de la démarche de tri qui permet de maximiser la marge des scénarios de recyclage. Nous représentons ce constat de façon schématique sur la figure 5-7, ci-après.

Tout l'enjeu des démarches d'optimisation des scénarios de recyclage vise à s'approcher au maximum des derniers centiles de pureté pour maximiser le gain économique.

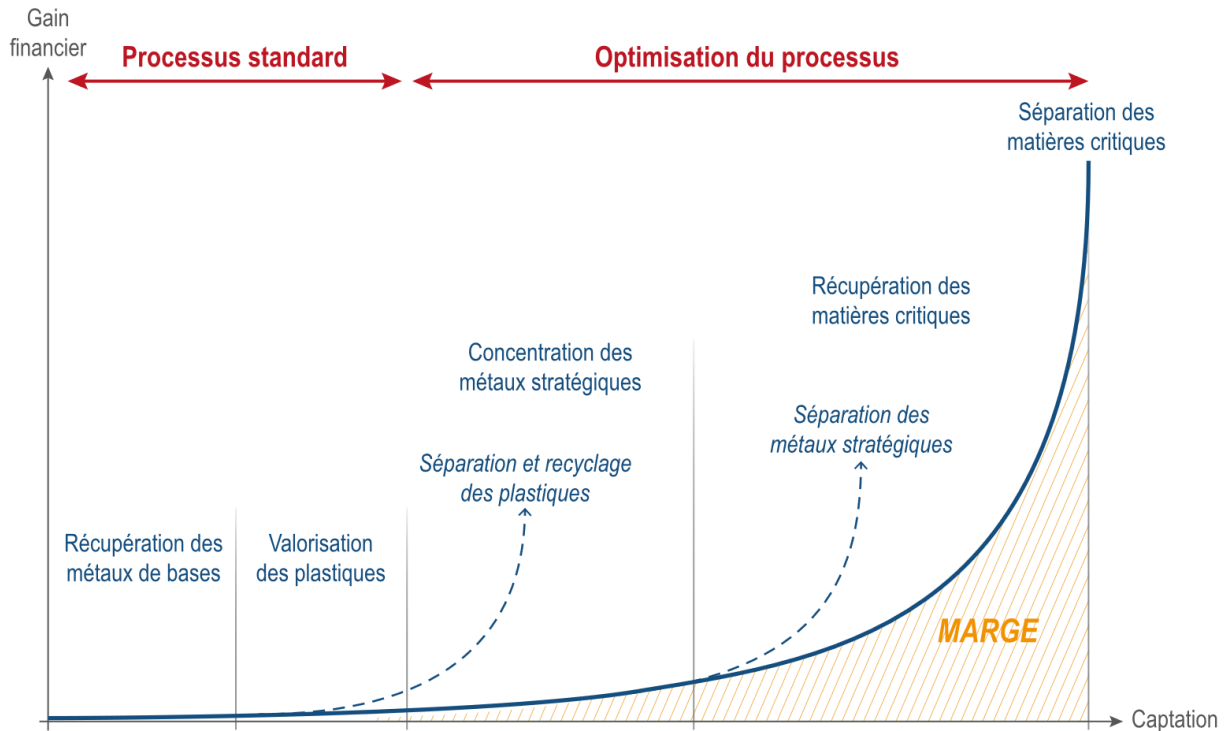


Figure 5-7 Représentation de la valeur ajoutée de l'optimisation du processus de recyclage des déchets complexes

5.1.2.5 Intégrer la notion de criticité des matériaux

Les métaux sont répartis dans la croûte terrestre en quantités et en concentrations de minerais variables (tableau 1-4), ce qui implique que certains pays disposent de plus de ressources en métaux que d'autres. Cette inégalité dans la répartition des ressources géologiques peut entraîner des contraintes et des tensions pour un approvisionnement en ressources. Au cours des dernières décennies, la crise du cobalt, l'embargo sur le pétrole et la question plus récente sur les éléments de terres rares de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) sont les meilleurs exemples en ce qui concerne le risque géopolitique d'approvisionnement en ressources minérales (Habib, Hamelin, et Wenzel, 2016). Surtout ces différentes crises ont montré l'importance de certains matériaux pour de nombreuses industries et même pour l'économie, la défense et la politique de différents pays.

Ce contexte a incité certaines autorités (entreprises, pays, agences d'état, associations supranationales, etc.) à créer des organisations spécialisées dans ces matériaux critiques et à mener des études à leur sujet. Une bonne compréhension des situations de criticité des matériaux actuelles ou potentielles peut aider les parties prenantes à prendre de meilleures décisions pour atténuer les problèmes de criticité ou à prendre des mesures à l'avance. Il n'existe pas d'étude exhaustive sur le diagnostic de criticité des matériaux. Les études publiées ont été consacrées à la recherche de matériaux critiques avec une mise au point pour une industrie, une région ou un pays spécifique. En outre, aucune méthodologie d'évaluation de la criticité n'est disponible publiquement, seuls les résultats sont publiés (Jin, Kim, et Guillaume, 2016). Par exemple, ce risque d'approvisionnement géopolitique est calculé au

niveau de l'Union européenne par la Commission européenne, les résultats sont disponibles dans le tableau de l'annexe 1.

L'analyse d'Habib *et al.* (2016) montre que le risque géopolitique d'approvisionnement en métaux a fluctué au cours des deux dernières décennies en raison de l'évolution du nombre et de la part de la production des pays producteurs. Par exemple, sur cette période la part de la Chine dans la production mondiale de métaux est passée de 23 à 44 %. La Chine est également aujourd'hui le principal fournisseur de 34 métaux, dont 23 sont considérés comme des ressources critiques par la Commission européenne (annexe 1). Cette criticité est liée à différentes applications qui permet de classer les métaux par groupes : (1) pour les technologies propres (ou bas carbone), (2) pour la défense et la sécurité nationale et (3) métaux de spécialité* pour l'industrie (Jin, Kim, et Guillaume, 2016).

Le risque d'approvisionnement géopolitique futur dépend moins de la répartition actuelle de la production, mais davantage de la localisation des ressources géologiques actuelles et des découvertes futures, ainsi que du développement technologique visant à améliorer la rentabilité de l'exploitation des ressources actuellement sous-économiques. C'est-à-dire des ressources dont l'exploitation n'est pas économiquement viable. Les études sur les matériaux critiques en sont encore à leurs débuts, les méthodologies d'évaluation peuvent être améliorées et davantage de secteurs et de régions ont besoin d'études sur les matériaux critiques. Dans la filière de FdV, nous n'avons pas inclus d'indicateurs de criticité pour l'évaluation des performances de scénarios.

Cette donnée nous semble intéressante, car elle permettrait de promouvoir les scénarios qui garantissent un accès aux métaux critiques, et par ce biais de tester la durabilité des scénarios évalués.

5.1.2.6 Construire un référentiel de comparaison sociétal

Nous avons rapidement abordé les avantages sociétaux et la création de valeurs sociales par l'économie circulaire dans la section 2.2.2.3. Le modèle circulaire dynamise l'emploi localement tout en favorisant l'attractivité du territoire concerné. Dans les discussions initiales, nous avons envisagé d'intégrer une évaluation sociale en complément des autres volets de l'évaluation (Grimaud, Perry, et Laratte, 2017a). Et nous avons également quantifié les gains (économiques, environnementaux et sociaux) des optimisations du scénario de recyclage des câbles en aluminium présentés dans la section 3.2.1. Le tableau 5-1 résume les principaux gains liés à la mise en œuvre des optimisations du scénario de recyclage des câbles aluminium.

Les gains sociaux que nous avons calculés ne reposent pas sur un référentiel d'évaluation. Il s'agit d'une évaluation sur la base de critères entendus comme relevant des indicateurs sociaux. De plus, il s'agit d'une observation limitée au périmètre de l'usine. Pour le moment, aucune méthodologie ou référentiel ne fait consensus (Jørgensen et al., 2008 ; Sala

et al., 2015a ; Sala et al., 2015b ; UNEP, 2009). Les méthodologies disponibles et faisant consensus étant rares nous avons préféré nous concentrer sur les trois autres volets d'indicateurs.

Dans ce contexte, il nous semble intéressant d'anticiper l'intégration d'un quatrième volet de performance social dans la méthodologie proposée.

Tableau 5-1 Présentation des gains environnementaux, économiques et sociaux de l'optimisation du scénario de recyclage des câbles en aluminium

Gains environnementaux	Gains économiques	Gains sociaux
Réduction de la quantité de déchets envoyés à l'enfouissement	Réduction des coûts d'enfouissement	Création de deux nouveaux emplois
Augmentation de la qualité des MPR	Augmentation du prix de revente des MPR	
Réduction de l'impact environnemental (indicateur Changement climatique)	Réduction des coûts OPEX	
Augmentation du taux de recyclage	Nouveaux revenus avec les coproduits	

5.1.3 Réponses apportées à la problématique

Les grands industriels des produits manufacturiers parlent de plus en plus de recyclage dans leur communication environnementale (Apple Inc., 2017 ; Coca-Cola, 2015 ; Danone, 2015 ; Hilton, 2017 ; IKEA, 2015 ; Interface Europe, 2014 ; Plastic Omnium, 2014 ; Samsung, 2016). Cependant, ces documents n'adressent pas la question des chemins du recyclage, c'est-à-dire du choix des scénarios comme nous l'avons nommé dans nos travaux. Les producteurs se défont des responsabilités de la FdV sur les consommateurs sans s'assurer de la réalité des traitements conduits dans les filières de FdV sélectionnées. Pour finir, ils perdent toute visibilité sur la traçabilité de leurs produits devenus déchets.

Les acteurs de la filière de FdV sont alors tenus pour responsable des limites du recyclage (section 5.3.1). Derrière la filière de recyclage et la pression économique toujours plus forte, il peut y avoir le marché noir, des enfants qui travaillent, des pollutions locales, des substances dangereuses, etc. Les industriels affichent des performances d'une filière dont ils ne connaissent pas la réalité. Ces performances se limitent alors à des indicateurs de filière non représentatifs de la réalité du terrain. En proposant une méthodologie d'évaluation, nous travaillons à améliorer la transparence des processus de recyclage. Cette transparence est indispensable pour construire un modèle circulaire en accord avec les préconisations du développement durable (section 1.3.1).

Dans cette section, nous revenons sur la question de départ sur la *conception des scénarios de recyclage pilotée par l'évaluation des performances des procédés* pour évaluer les réponses apportées. Le résumé des différentes caractéristiques des travaux de recherche est présenté sur la Figure 5-8, ci-dessous.

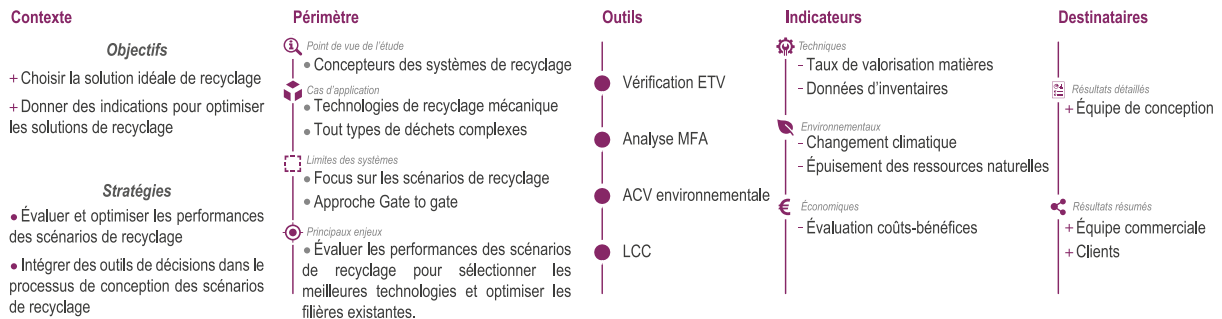


Figure 5-8 Positionnement et caractéristiques des travaux de recherche

5.2 MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHODOLOGIE

5.2.1 Conception de nouveaux scénarios de recyclage

5.2.1.1 Présentation d'un cas d'application de la méthodologie

Aujourd'hui, la mise en œuvre de cette méthodologie complète d'évaluation des performances des scénarios de recyclage nous a permis de sélectionner puis d'optimiser un scénario de recyclage parmi une sélection de plusieurs scénarios de recyclage pour un déchet complexe. Les données étant sous embargo, nous proposons ici un résumé succinct des résultats obtenus. La figure 5-9 présente l'évaluation des flux des deux options de traitement pour le recyclage de ce même produit.

Le déchet complexe étudié est composé de plusieurs métaux d'une grande pureté pour répondre à la fonction de ce produit. Au-delà de sa composition, son assemblage repose sur des montages en force, qui le classent parmi les déchets dits complexes. Aussi arrivé en FdV, le scénario standard, déjà en place est présenté en haut de la figure 5-9, correspond à un broyage puis une séparation grossière avant la vente des MPR pour une valorisation dans différentes filières, dernière colonne sur figure 5-9.

Dans le cas du scénario standard, nous obtenons quatre sorties de produits qui sont fortement en mélange. En accord avec la demande du producteur de ce déchet, nous avons commencé à étudier un nouveau scénario spécifique pour le recyclage de ce produit. Dans ce nouveau scénario mis au point par MTB, nous obtenons a minima six sorties avec trois sorties hautement qualitatives et trois autres en mélange pour lesquelles nous pouvons proposer des opérations de traitement complémentaires. Pour obtenir ce résultat, nous avons développé

plusieurs technologies spécifiques à ce flux de déchet. Cette étape permet une première séparation des matériaux qui subissent ensuite plusieurs étapes complémentaires de séparation et broyage.

L'équipe de conception a commencé à travailler sur le projet pour optimiser la réponse apportée à ce flux de déchet. L'équipe de conception était composée à la fois des concepteurs de l'activité recyclage et de l'activité fabrication de machine chez MTB. Les premiers disposaient de la connaissance sur le flux de déchets et des compétences de traitement sur la filière standard. Les seconds ont pu développer des solutions spécifiques de traitement en concertation avec les équipes de recyclage, mais aussi avec les concepteurs du produit chez le client.

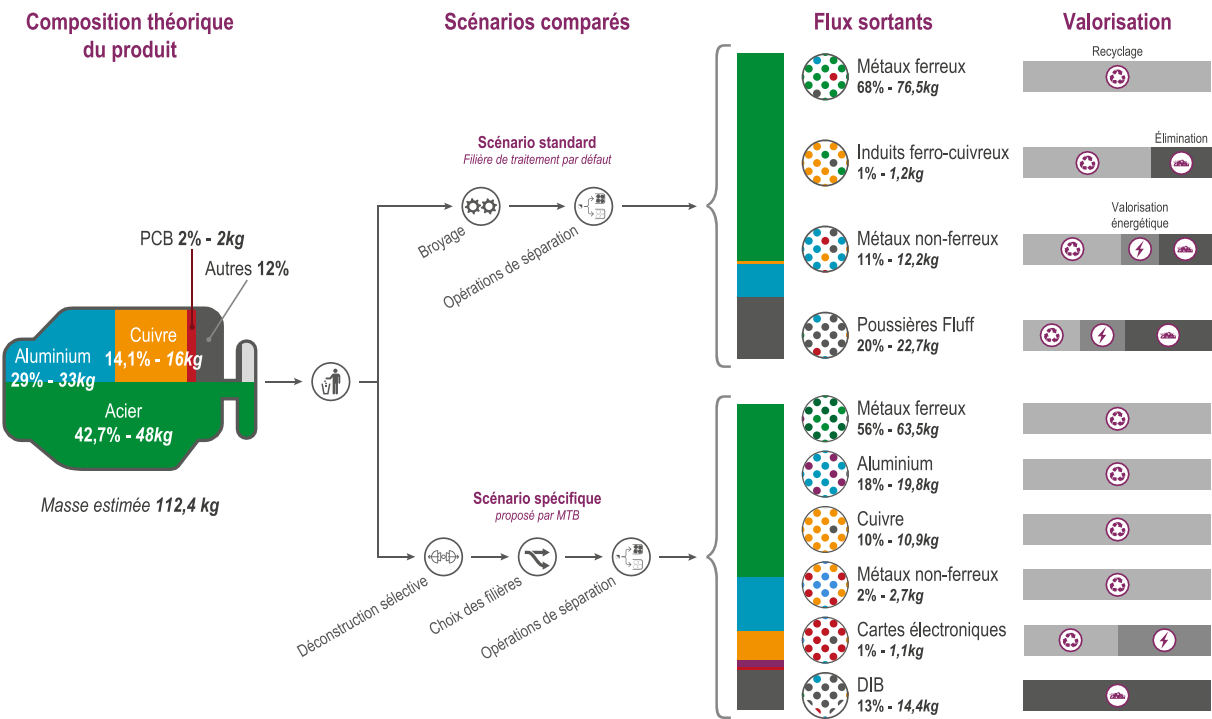


Figure 5-9 Présentation de l'évaluation des flux de matières dans les deux scénarios de recyclage étudiés

5.2.1.2 Présentation des résultats de la comparaison

Dans cette section nous présentons les résultats de l'évaluation des deux scénarios présentés sur la figure 5-9. Seuls les indicateurs clés de performance du triptyque (figure 4-17) sont communiqués. Nous présentons dans le tableau 5-2 un résumé des valeurs des indicateurs de performances clés.

Résultats de l'évaluation du scénario standard de recyclage

Pour le scénario standard, sur le plan technique, la consommation électrique est forte, car les processus industriels mis en œuvre au cours du scénario sont peu optimisés et disposent de puissances installées très élevées. Mais le niveau de qualité initiale n'est pas atteint pour les

matières triées et une partie des matériaux du produit sont perdus, car en mélange dans les flux sortants. À noter que le taux de recyclage est assez important (et supérieur à celui du scénario MTB), mais il masque le transfert de matériaux dans les mauvais flux séparés.

En effet, comme nous pouvons l'observer sur le graphique de l'analyse des flux de la figure 5-9, la quantité d'acier en aval du processus de traitement est supérieure à la quantité amont. Cette augmentation massive du flux séparé traduit les erreurs de tri. Par exemple, des éléments non-ferreux qui restent solidaires d'éléments ferreux, qui sont alors captés par les systèmes magnétiques.

Nous avons déjà souligné cette même incohérence dans le cas du recyclage des écrans plats pour lesquels le taux de recyclage peut varier de 7 % à 85 % en fonction du périmètre de calcul et des compositions de flux réelles ou théoriques. Résultat, il s'agit d'un indicateur dont nous soulevons le manque de robustesse et pour lequel nous envisageons de préférer le taux de captation (figure 4-19). Le taux d'efficacité de captation était déjà préconisé au travers du rendement (tableau 4-3) dans le protocole de vérification ETV élaboré.

Sur le plan environnemental, l'empreinte carbone est moyenne si nous nous limitons au périmètre de l'usine. Si nous incluons les pertes de qualité et de valeur matière induites par le scénario, les impacts sur les trois indicateurs environnementaux sont beaucoup plus forts. Ce sont les résultats que nous proposons dans le tableau 5-2.

Enfin sur le plan économique, ce scénario permet un coût de traitement faible, mais le prix de revente des MPR est tout aussi faible, ce qui ne permet pas de dégager une marge importante. La capacité de traitement est élevée, car les technologies mises en œuvre sont largement capacitaires.

Résultats de l'évaluation du scénario proposé par MTB

Sur le plan technique, le scénario MTB consomme beaucoup moins d'électricité, rapporté au flux de référence d'une tonne. Cette différence s'explique par les processus mis en œuvre qui sont moins lourds et optimisés pour le produit. Ce scénario permet de remonter à un niveau de pureté des matières. Comme mentionné dans le paragraphe précédent, le taux de recyclage est plus faible dans le cas du scénario MTB, mais il traduit une valeur plus proche de la réalité, car les transferts de flux sont moins importants (figure 5-9).

Nous l'avons abordé dans la section 5.2.1.1, des développements sont prévus pour limiter ces transferts de flux en augmentant la pureté et surtout offrir des solutions complémentaires pour maximiser le taux de recyclage sur ce flux de produits en FdV.

Sur le plan environnemental, l'impact est fortement réduit à l'aide du scénario spécifique de traitement. La demande en énergie de même que l'impact carbone de la solution sont divisés par 18. Aussi bien à l'échelle de l'usine que du cycle de vie complet, les résultats préconisent la solution développée par MTB.

La pureté des flux sortants implique un prix de revente beaucoup plus élevé que dans le premier cas. Nous avons abordé cette influence sur la figure 5-6 de la section 5.1.2.4. Ce gain couvre largement les coûts d'OPEX, seuls les coûts de CAPEX sont plus difficiles à supporter en raison de la R&D plus importante. De même que la capacité de traitement plus faible en raison des technologies utilisées.

Tableau 5-2 Résumé de l'évaluation des performances des scénarios comparés selon les indicateurs du triptyque de performances

Indicateurs	Scénario standard	Scénario MTB
Indicateurs techniques		
Taux de recyclage	86,1 %	82,4 %
Qualité des MPR	1/5	4/5
Consommation électrique	12,8 kWh	3 kWh
Indicateurs environnementaux		
Changement climatique	1 550 kg CO ₂ -eq	87 kg CO ₂ -eq
Épuisement des ressources	95 g Sb-eq	6,5 g Sb-eq
Demande en énergie	8 236 kWh-eq	455 kWh-eq
Indicateurs économiques		
Capacité de traitement	40 t/h	0,75 t/h
Coût de re traitement	100 €/t	600 €/t
Revente des Matières recyclées	140 €/t	700 €/t

Flux de référence de la comparaison : 1 tonne de produits à recycler

5.2.1.3 Décisions au regard des résultats de l'évaluation

Cette évaluation préliminaire nécessite un travail complémentaire pour affiner les résultats. Surtout le scénario proposé est à l'échelle de prototype et demande à être fiabilisé et optimisé pour accroître sa capacité de traitement, mais aussi améliorer la qualité et le taux de captage. Les résultats ne pourront que s'améliorer pour le scénario MTB et creuser l'écart avec le scénario standard.

Les développements sont encore importants et l'ensemble des équipes sont mobilisées pour améliorer la réponse apportée. Malgré tout, d'un point de vue commercial, les résultats présentés au client ont permis de valider le développement de cette nouvelle filière. Il s'est engagé à supporter une partie des coûts supplémentaires et l'incertitude liés aux activités de R&D.

Au même titre que l'étude environnementale conduite sur le recyclage des câbles en aluminium, dont les résultats de la comparaison sont présentés dans la section 3.1.3.1 ; cette nouvelle évaluation des scénarios de recyclage démontre la pertinence d'une approche spécialisée du recyclage par typologie de flux de produits (Grimaud, Perry, et Laratte, 2017b ; Niero et Olsen, 2015). Surtout, les résultats démontrent que l'approche capacitaire du tout

broyage puis séparation n'est pas soutenable et qu'une approche individualisée par sous-ensembles permet de maximiser la circularité des matériaux (Schmid, Naquin, et Gourdon, 2012). Ce constat renforce d'autant plus la complémentarité du recyclage aux autres cycles techniques de l'économie circulaire tels que le remanufacturing (Zlamparet et al., 2017).

La démarche de conception de ce nouveau scénario de recyclage s'inscrit pleinement dans le modèle circulaire, où l'acteur de la FdV devient partie prenante de la chaîne de valeur du cycle de vie du produit. Résultat, les retours sur la FdV que MTB a pu formuler aux concepteurs du produit ont été intégrés dans la démarche de conception des nouvelles générations de produits.

5.2.2 Scénario de recyclage piloté par les performances

Un deuxième cas d'application de la méthodologie s'est focalisé sur l'optimisation d'un scénario de recyclage d'une typologie de produit. Ce travail a été effectué en collaboration avec l'industriel propriétaire de ces produits. Cette démarche a permis d'intégrer la démarche d'évaluation au sein d'un périmètre plus large et non limité aux frontières de l'usine. Nous avons pu apporter des optimisations à plusieurs étapes de la filière de FdV qui dépassaient le seul périmètre de l'entreprise MTB. Finalement, l'évaluation a permis des gains sur les trois volets. Sur le volet technique la qualité des MPR a été améliorée, sur le volet environnemental les résultats sur les trois catégories d'impact ont été améliorés et enfin d'un point de vue économique des gains ont été constatés.

Cet exemple démontre la nécessité de travailler avec l'ensemble des parties prenantes du cycle de vie et ne pas nous limiter aux acteurs de la filière de FdV pour augmenter les performances de la filière. Pour mieux travailler entre les parties prenantes, il est nécessaire de créer une relation de confiance. Cette relation de confiance est possible depuis le basculement dans un modèle de producteur de MPR (section 2.1.3). La transition vers un modèle circulaire permet de proposer une offre servicielle autour du recyclage (analyse, expertise) pour une relation gagnant-gagnant. Nous ne sommes plus seulement un prestataire par défaut, mais nous devenons un sous-traitant choisi, voire un partenaire.

5.2.3 Communiquer les performances

La donnée économique est une constante que nous ne pouvons pas reléguer à l'arrière-plan. Ce volet de résultat est le plus souvent limitant pour la mise en œuvre de stratégie d'économie circulaire. Mais il faudra plus que de l'incitatif et du facultatif pour accélérer une transition qui est insuffisante (section 1.1.2.2). Comme le montrent les nouveaux outils financiers tels que la TVAC présentée dans la section 5.1.1.3 et les achats responsables présentés dans la section 5.1.1.4. Dans les deux cas, les outils d'évaluation environnementale sont couplés à une évaluation économique ou une traduction en terme économique des impacts.

Malgré tout, le parti pris de la méthodologie est de s'arrêter avant la monétarisation des impacts pour ne pas permettre de simplifier les résultats sous la forme d'un score unique. Cette volonté vise à communiquer une représentation fidèle et multicritère de l'évaluation des scénarios. Nous pensons que la communication d'indicateurs variés et multidimensionnels reste indispensable pour initier la prise de conscience des décideurs.

De la même façon, nous avons choisi de garder plusieurs indicateurs environnementaux et ne pas limiter les résultats au seul indicateur de changement climatique. Par ce moyen, nous pouvons démontrer l'interdépendance entre énergie, ressources et émissions de GES. Il s'agit également de se protéger des transferts de pollution* et des transferts d'impact*. Cette interdépendance nous oblige à œuvrer dans une démarche globale et pas seulement solutionner les défis du changement climatique un à un.

5.3 INTÉGRER LES PILIERS DE L'ÉCONOMIE CIRCULAIRE

5.3.1 Prendre en compte les limites du recyclage

Nous l'avons abordé dans la section 1.1.2.3 du chapitre 1, l'épuisement des ressources motive certaines stratégies d'économie circulaire. Sans évolution politique et sociétale majeure au niveau mondial on peut s'attendre à ce que d'ici à 2050 nombres de métaux et de minéraux de base poursuivre une croissance similaire de leur consommation et donc de la demande en ressources minérales avec à minima un doublement d'ici 2050. En conséquence des pénuries sur certaines matières minérales pourraient survenir dans un avenir proche, d'une décennie (Geldron, 2017). Par exemple, au rythme actuel de consommation, l'étain fera l'objet de problèmes d'approvisionnement dans 25 ans, et le cuivre suivra une dizaine d'années plus tard (tableau 1-1) ; resteront les stocks extraits.

La figure 5-10 illustre la base matérielle globale et l'extraction croissante de ressources minières pour satisfaire les besoins de l'économie mondiale entre 1900 et 2010. Les taux de croissance sont inégaux pour les différentes catégories de matériaux. En prenant en compte tous les matériaux extraits, mais non utilisés pour créer de la valeur dans les processus économiques (*Rucksack* écologique), l'extraction de ressources a plus que doublé au cours des 25 dernières années. Au niveau mondial, l'extraction minière est passée de 7 Gt en 1900 à 85 Gt en 2010. Les projections de Geldron (2017) pour 2050 sont de 185 Gt, or cette consommation de ressources n'est pas soutenable à long terme.

En ce qui concerne l'intensité matérielle (section 1.1.2.2), c'est-à-dire la production économique par unité d'extraction de ressources naturelles nationales, l'Europe est la région la plus éco-efficace, tandis que l'Afrique produit la plus petite production économique par extraction domestique. Néanmoins, la part de l'Europe dans l'extraction mondiale des

ressources est 1,5 fois plus élevée que celle du continent africain et l'Europe importe de plus en plus de ressources naturelles d'autres régions du monde.

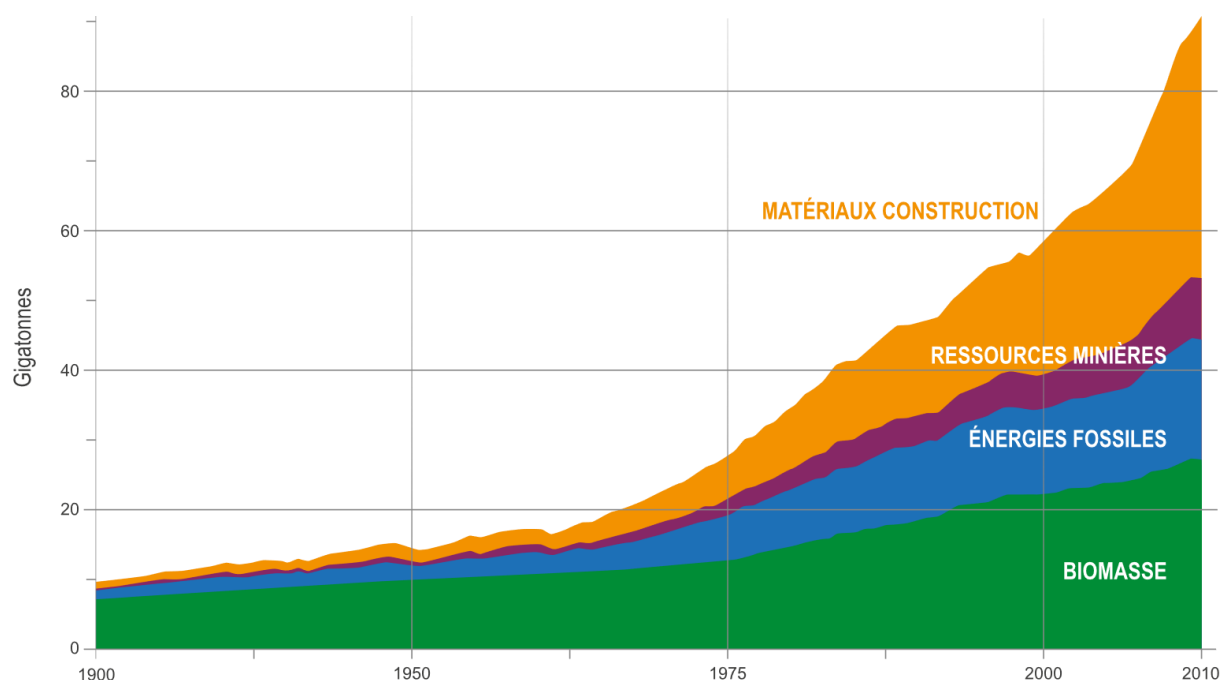


Figure 5-10 Représentation de l'évolution de la consommation globale de ressources de 1900 à 2010 (adapté de Krausmann et al., 2009)

5.3.1.1 Les limites thermodynamiques du recyclage

Face à la demande croissante en MP, l'un des réflexes consiste à envisager le recyclage de la mine urbaine comme pouvant limiter fortement la demande en MP vierges. Selon McDonough et Braungart (2012), seul le recyclage permettra de répondre à la demande. En suivant leur raisonnement, le recyclage permet le renouvellement des ressources non renouvelables comme les ressources naturelles de type renouvelable. Or nous l'avons démontré, dans le cas des cycles techniques de l'économie circulaire, nous pouvons seulement parler de préservation, sans parler de renouvelable.

La représentation proposée par Schraff (2016) sur la figure 5-11 permet de visualiser l'augmentation annuelle des stocks anthropiques (biens, infrastructures, construction, etc.) qui sont inaccessibles, car en utilisation et les stocks accessibles après utilisation. La mise au rebut de stocks anthropiques, que nous pouvons assimiler à un taux de renouvellement représente moins de 1,5 % des ressources anthropiques en utilisation et environ 50 % de l'augmentation annuelle des stocks anthropique.

Dans le cas le plus favorable, le recyclage permet de limiter les fuites de matières, mais il ne peut pas s'apparenter à une approche renouvelable. Dans l'état actuel de la consommation, il semble impossible de se positionner dans le contexte d'une approche dégénérative des stocks comme proposé par Ellen MacArthur dans sa définition de l'économie

circulaire (section 1.3.2). Les notions de sous-cyclage et de sur-cyclage sont sûrement plus pertinentes pour calibrer la démarche d'évaluation des scénarios de recyclage. Dans ce contexte la stratégie de l'entreprise MTB est de fournir une meilleure qualité. La qualité maximale permet de garantir un niveau fonctionnel et donc maximiser la circularité, si on considère une relation du type (section 2.2.1.2) :

$$Circularité = f(stock\ avant, stock\ après, fonctionnalité)$$

Et même si le recyclage constitue une option envisageable pour les métaux de base*, elle est beaucoup plus difficile à mettre en œuvre pour nombre de produits complexes. Le tableau qui présente les matériaux critiques selon l'Union européenne dans l'annexe 1. Les taux de recyclage associés à ces matériaux restent très faibles. De plus, le recyclage ne peut s'envisager que pour des déchets disponibles à la collecte. Or il existe des usages dispersifs (section 1.1.3.3) qui ne permettent pas d'envisager une collecte induisant une perte irréversible pour le recyclage (Geldron, 2017).

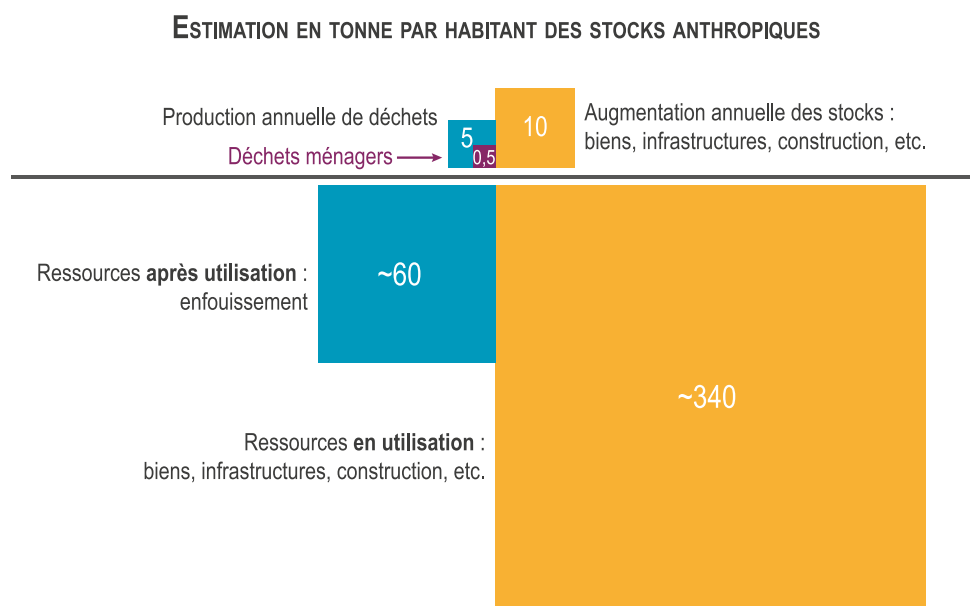


Figure 5-11 Estimation des stocks anthropique de matériaux dans notre civilisation (Schraff, 2016)

Nous présentons sur la figure 5-12 une estimation des taux de recyclage mondiaux pour les éléments métalliques et les métalloïdes du tableau périodique. Les éléments avec des taux de recyclage supérieurs à 50 % se limitent aux métaux de base et les métaux de spécialités* présentent quant à eux des taux de recyclage beaucoup plus faibles. La marge de progression reste donc immense.

Selon les projections de Grosse (2010) et Labbé (2016), le recyclage, dans un contexte de croissance de la demande d'environ de 2 à 3 % par an, comme c'est le cas actuellement (figure 5-10), ne fait que retarder l'échéance de quelques années au mieux. En conséquence, l'apport du recyclage pour l'approvisionnement en MP restera négligeable d'ici 2050 selon ces mêmes projections. En nous appuyant sur nos travaux d'évaluation environnementale, nous

sommes capables de quantifier les conséquences sur le report de rareté d'un point de vue qualitatif et quantitatif grâce à des scénarios de recyclage plus performants.

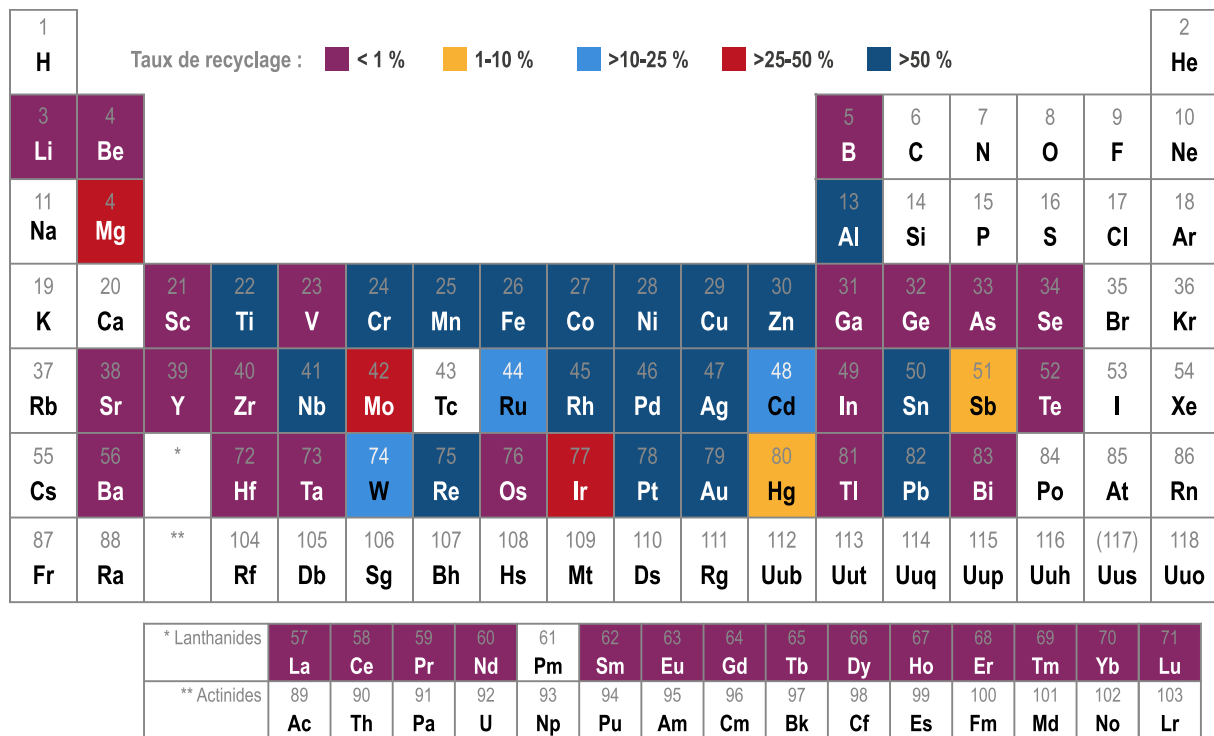


Figure 5-12 Estimation du taux de recyclage global des éléments métalliques et métalloïdes (Graedel et al., 2011)

La métaphore circulaire appliquée à l'économie incarne un avatar du rêve immémorial de l'humanité : le mouvement perpétuel. Grâce au recyclage « infini » des matériaux, le spectre de l'épuisement des ressources semble conjuré. Il n'en est rien, naturellement, car les lois de la physique restent ce qu'elles sont, et notamment la seconde loi de la thermodynamique, exprimant le principe de l'entropie. (Bertolini, 2002)

5.3.1.2 Les limites physiques du recyclage

Toutefois, les différentes limitations des solutions de recyclage démontrent qu'un recyclage infini et total est utopique. Le recyclage sera toujours limité par la dispersion au cours du cycle de vie des produits. Cette dispersion est le principal verrou technique et économique du recyclage. Elle est notamment due aux pertes durant les phases d'utilisation, de collecte et de traitement. Par exemple, le vieillissement naturel des chaînes carbonées des plastiques provoque la dégradation par fragmentation du matériau (Geyer, Jambeck, et Law, 2017 ; Lebreton et al., 2018). Aussi, bien que recyclable ces ressources ne peuvent être considérées comme durable.

Même sur les métaux de base et des produits simples, les pertes induites conduisent inexorablement à la dispersion des stocks. À plus ou moins long terme, la disparition de l'ensemble de la matière initialement introduite dans la production est totale. Par exemple, pour un produit de grande consommation comme les canettes en aluminium nous présentons

sur la figure 5-13 l'épuisement des ressources au cours du temps en fonction du taux de recyclage. Actuellement, le taux de recyclage pour les produits en aluminium est de l'ordre de 30 %, ce qui nous place dans une situation d'évaporation des ressources en moins de 6 mois.

Autre limite du recyclage, la vision de l'augmentation de la fonctionnalité des matériaux (figure 2-7) via le sur-cyclage est utopique, surtout cette approche omet de prendre en compte le coût de l'évaporation (matière, énergétique, etc.) durant le recyclage (section 2.2.1.3). En conclusion, le recyclage ne peut à lui seul maximiser la circularité des matériaux. Plus largement, c'est la conception et la composition des produits qui doivent être revues en accord avec les sept piliers de l'économie circulaire. Surtout les scénarios de recyclage doivent s'insérer dans une stratégie d'économie circulaire à l'échelle des filières de FdV pour maximiser la conservation des matériaux.

Au-delà de ces limites physiques, nous développons dans les paragraphes suivants des problématiques conjoncturelles telles que la présence de substances dangereuses dans les déchets (5.3.1.3), les circuits informels de recyclage (5.3.1.4) et le grand export des déchets des pays développés vers les pays en développement (5.3.1.5).

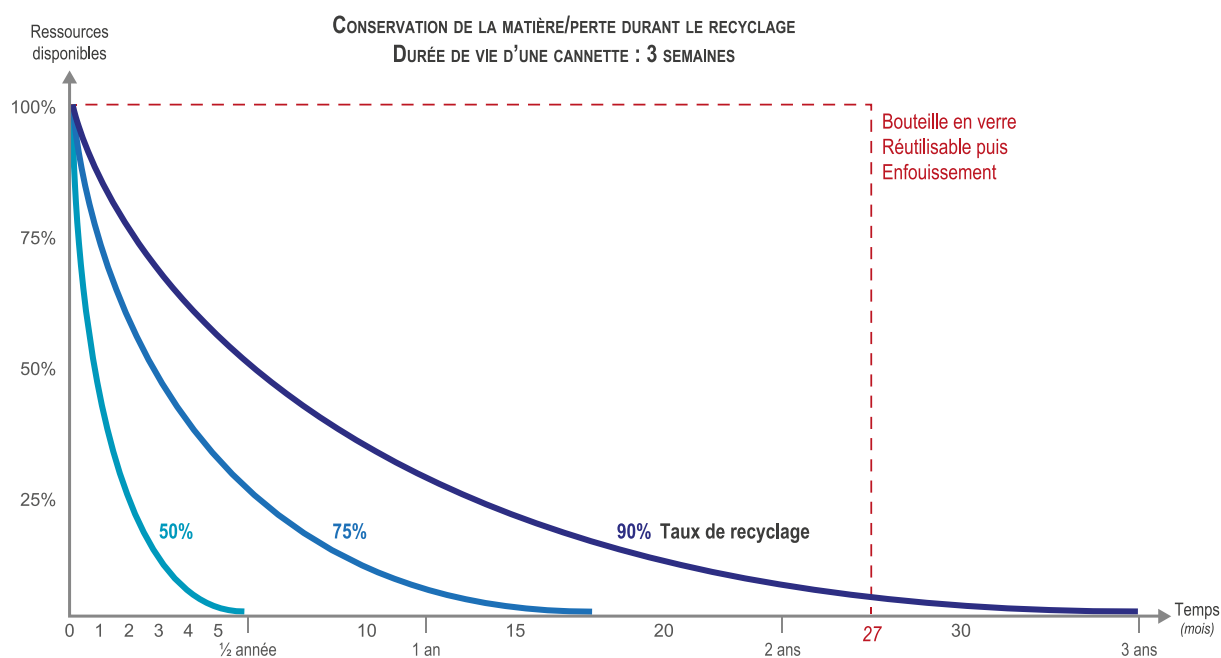


Figure 5-13 Conservation de la matière en fonction du taux de recyclage (adapté de Stahel, 2006)

5.3.1.3 Problématiques des substances préoccupantes

Nous l'avons abordé dans la section 1.2.2.5 du chapitre 1, le contexte réglementaire est ambivalent pour les producteurs de MPR. D'une part, ce contexte peut faire évoluer favorablement la prise en compte de la FdV des produits pour les fabricants (Van Calster, 2014). D'autre part, il complexifie les opérations de traitement en FdV, c'est particulièrement vrai pour les plastiques. De même, il existe une dissonance entre la volonté politique affichée

de promouvoir des alternatives au modèle linéaire et les difficultés rencontrées par les producteurs de MPR pour remettre sur le marché des matières.

Au cours des soixante dernières années, la production de matières plastiques a considérablement augmenté, du fait de son caractère peu coûteux, multifonctionnel, durable et léger. Ces caractéristiques ont entraîné une augmentation de la demande de matières plastiques, qui continuera de croître au cours des prochaines années. Cependant, l'augmentation de la production de matières plastiques s'accompagne d'un gaspillage accru de matières plastiques (figure 2-16), ce qui crée un certain nombre de défis pour le secteur de la gestion des déchets. Nous avons vu dans la section 1.2.2.6 que les déchets sortent du cadre d'applications de nombreuses réglementations sur les substances dangereuses. Toutefois, dès lors que les MPR sont remises sur le marché, elles doivent se soumettre aux réglementations en vigueur sur les produits (figure 1-21). L'un des problèmes liés à la gestion des déchets et à la pollution concerne les différentes substances chimiques et les additifs contenus dans tous les produits en plastique afin d'améliorer les propriétés des polymères et de prolonger leur durée de vie.

Malgré l'utilité de ces additifs dans la fonctionnalité des produits polymères, leur potentiel de contamination du sol, de l'air, de l'eau et des aliments est largement documenté dans la littérature (Hahladakis et al., 2018). Ces additifs peuvent potentiellement migrer et conduire de manière non souhaitable à une exposition humaine. Ils peuvent également être libérés des plastiques lors des différents processus de recyclage et de récupération, ainsi que des produits fabriqués à partir de produits recyclés. Une part importante de ces substances est inscrite dans les listes des substances préoccupantes. Ainsi, le recyclage des matériaux doit être effectué de manière à éviter la libération de substances préoccupantes et la contamination de produits recyclés, tout en garantissant la protection de l'environnement et de la santé humaine.

Les substances préoccupantes ne concernent pas seulement les plastiques et sont également présentes sur certains métaux (revêtements de surface, contenant, etc.). La traçabilité de ces substances dangereuses est extrêmement complexe, et les recycleurs sont le plus souvent démunis. La provenance et l'âge des déchets traités par les acteurs de la FdV sont rarement connus. Sans connaissance précise du flux à traiter, les recycleurs ont le choix entre un principe de précaution poussé à l'extrême et éliminer ces matières, ou chercher des voies de valorisation matière minimisant les risques sanitaires, mais permettant de réduire la pression sur les ressources primaires (Jones et al., 2013).

5.3.1.4 *Recyclage formel versus recyclage informel*

Les DEEE constituent un problème mondial en pleine expansion. Les DEEE contiennent des matériaux précieux qui ont une valeur économique lorsqu'ils sont recyclés. Généralement ignoré par les statistiques officielles et les régulateurs, le secteur informel joue un rôle important dans le système de gestion des DEEE (Ardi et Leisten, 2016). Malheureusement, la majorité des DEEE sont recyclés dans le secteur informel non réglementé et présentent un

risque toxique important pour les recycleurs, qui sont souvent des femmes et des enfants qui travaillent sans protections (Perkins et al., 2014).

Une étude a été conduite par Yang *et al.* (2008) sur la rentabilité économique du recyclage des DEEE en Chine. Le tableau 5-3 présente la ventilation des coûts par unité de DEEE recyclée pour les filières de recyclage informelles et formelles. La valeur après recyclage est la somme de la valeur de revente des matériaux des matériaux récupérés. Le tableau montre que les recycleurs informels tirent de bons bénéfices du recyclage, tandis que les recycleurs formels sont déficitaires dans le recyclage de nombreux appareils.

La particularité de la Chine et des pays en développement repose sur un réseau de collecte informel beaucoup plus efficace que le système de collecte formel. Leur organisation décentralisée et disséminée sur le territoire permet de minimiser les coûts de collecte vis-à-vis du modèle formel qui repose sur une organisation plus centrale. Ce constat est visible dans les coûts de transport du tableau 5-3.

Tableau 5-3 Comparaison des coûts de traitement des DEEE dans la filière formelle et informelle en Chine (Yang, Lu, et Xu, 2008)

Équipement	Rachat	Transport	Revente matière	Bénéfice
<i>Recyclage informel</i>				
Téléviseur	80	5,0	150	65,0
Réfrigérateur	120	10,0	200	70,0
Climatiseur	120	10,0	200	70,0
Machine à laver	60	10,0	120	50,0
Ordinateur	120	5,0	150	25,0
<i>Programme de recyclage</i>				
Téléviseur	156	14,5	20	-150,5
Réfrigérateur	165	38,7	172	-31,7
Climatiseur	308	30,8	100	-238,8
Machine à laver	115	19,3	40	-94,3
Ordinateur	150	47,3	200	2,7

Le tableau 5-3 fait apparaître des paiements aux propriétaires pour le rachat des DEEE. Ils représentent une contribution importante au total des coûts. Et même en excluant ce coût de rachat, l'équilibre financier des filières de recyclage des DEEE n'est pas assuré. Même si le modèle de rachat des DEEE n'est pas n'existe pas en France, nous pouvons faire le parallèle avec le secteur des VHU en France, où des épavistes non agréés offrent une collecte gratuite à domicile. Pour endiguer ce phénomène, un système de prime à la casse a été mis en place par le secteur formel.

En utilisant l'étude de Yang *et al.* (2008) sur les DEEE, nous pouvons représenter la clé de répartition des coûts sur la figure 5-14. La différence de prix de revente des MPR entre le secteur formel et informel se fonde sur la revente de matières contenant des substances préoccupantes (section 1.2.2.5) qui sont interdites, par exemple revente de plastiques contenant des Retardateurs de Flamme Bromés (RFB) ou des POP. De plus, les recycleurs informels ont des coûts de main-d'œuvre et d'exploitation inférieurs à ceux de la filière formelle, car ils s'affranchissent du respect de nombreuses règles en lien avec la protection des travailleurs, les rejets dans l'environnement, etc. (Wu *et al.*, 2015)

En délocalisant la FdV des déchets complexes, les pays occidentaux n'ont pas réussi à intégrer les véritables coûts environnementaux. Cette analyse rejoint les informations présentées dans la section 2.2.3.3.

En conclusion, un système de collecte fiable, sûr et efficace motivera les activités de recyclage et réduira les coûts.

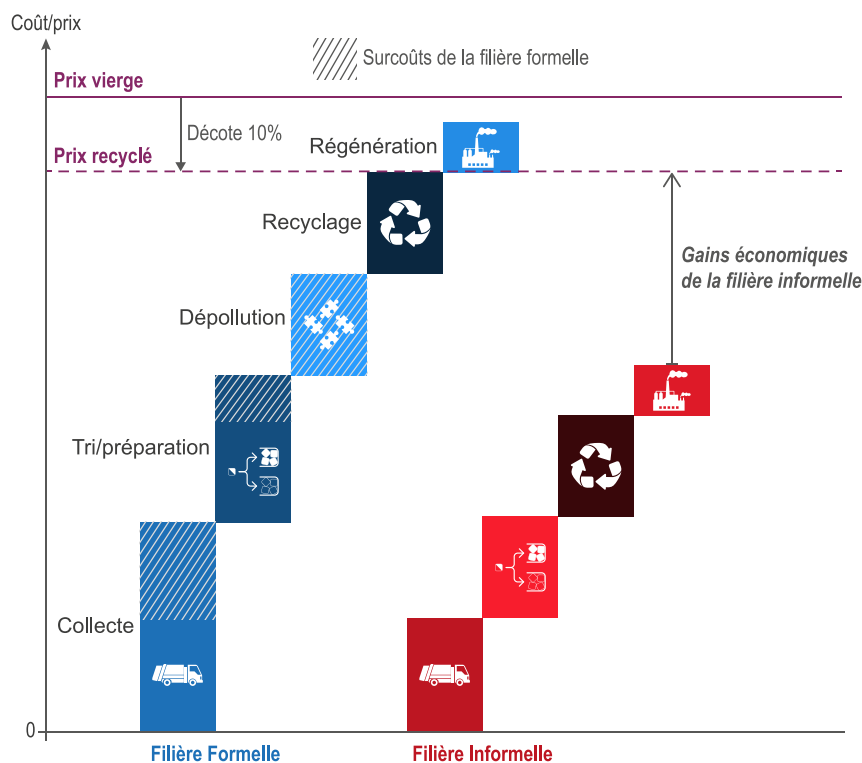


Figure 5-14 Comparaison de la clé de répartition des coûts entre la filière de recyclage formelle et informelle

5.3.1.5 Grand export des déchets

Les filières informelles dans les pays développés sont quasiment absentes, mais une autre organisation tout aussi problématique concerne l'export des déchets complexes généralement les DEEE. Au niveau mondial, seulement 25 % des déchets électroniques sont recyclés dans des centres de recyclage officiels offrant une protection adéquate aux travailleurs (Perkins et

al., 2014). Les pays développés profitent des économies de coûts liées à l'exportation de déchets dans les pays en développement, où les lois environnementales sont moins strictes. Cet export prend différentes formes afin de masquer la réalité des flux de déchets (équipement de seconde main, modification du contenu d'expédition, etc.), qui sont interdits par la convention de Bâle (Grossman, 2016).

Le grand export des déchets oriente majoritairement ces flux de déchets vers les filières de recyclages informelles des pays en développement, ce qui induit les problématiques présentées dans la section 5.3.1.4. Les conséquences sur la santé des expositions directes lors du recyclage et des expositions indirectes dues à la contamination de l'environnement sont potentiellement graves, mais peu étudiées. Les cadres politiques visant à protéger les populations vulnérables existent, mais ne sont pas appliqués efficacement.

En conclusion, Perkins et al. (2014), préconise un recyclage des déchets électroniques dans un cadre sûr et normalisé. Les seuils de risque acceptables pour les déchets électroniques dangereux et secondaires ne devraient pas être différents pour les pays en développement et les pays développés. Il s'agit également d'améliorer les conditions de travail de tous les travailleurs des déchets électroniques et s'efforcer d'éradiquer le travail des enfants qui prospère dans les pays en développement (AFP, 2015).

Après avoir profité de l'importation de déchets recyclables pour compléter ses industries manufacturières, différents pays asiatiques cherchent à endiguer ce phénomène d'export des déchets, comme la chine en 2017. Surtout, les déchets plastiques importés étaient considérés comme étant de qualité inférieure, et souvent inutilisable (c'est-à-dire générant plus de déchets), par rapport aux déchets domestiques produits par les industries manufacturières (Liu, Adams, et Walker, 2018).

Il est important d'augmenter la traçabilité et les contrôles des filières de FdV pour s'assurer d'un respect strict des règles pour garantir la sécurité des travailleurs, des consommateurs et protéger l'environnement (Huisman et al., 2015). Dans les recommandations Liu, et al. (2018) proposent la mise en œuvre de systèmes de Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) au niveau mondial aussi bien pour les pays développés et en développement afin de contribuer à la restructuration et au rééquilibrage de l'économie du recyclage. Dans cette organisation, pour tout produit vendu le vendeur ou le fabricant auront la charge d'assurer la collecte des déchets. Il s'agit de répondre à l'enjeu de la mondialisation de l'économie manufacturière par une réponse mondialisée de la FdV.

5.3.2 Réduire la pression sur les ressources primaires

5.3.2.1 Présentation de la notion de limites planétaires

Au niveau mondial, l'extraction moyenne de ressources (métaux, énergie fossile et minéraux) par habitant atteint neuf tonnes par an, soit quotidiennement 24 kg (figure 5-15). Nous avons observé une explosion de l'extraction de ressources sur la figure 5-10, en raison de l'augmentation de la population mondiale, mais l'extraction moyenne de ressources par habitant est restée presque stable. La consommation de ressources est très inégale en fonction des pays. Pour les pays occidentaux, ce nombre est beaucoup plus élevé, jusqu'à 84 kg de minéraux nouvellement extraits par jour soit 31 tonnes par an aux États-Unis. Or nous l'avons présenté l'ensemble des ressources présentes des réserves finies (section 1.1.2.4). Et nous devons nous poser la question des limites admissibles de consommation de ressources.

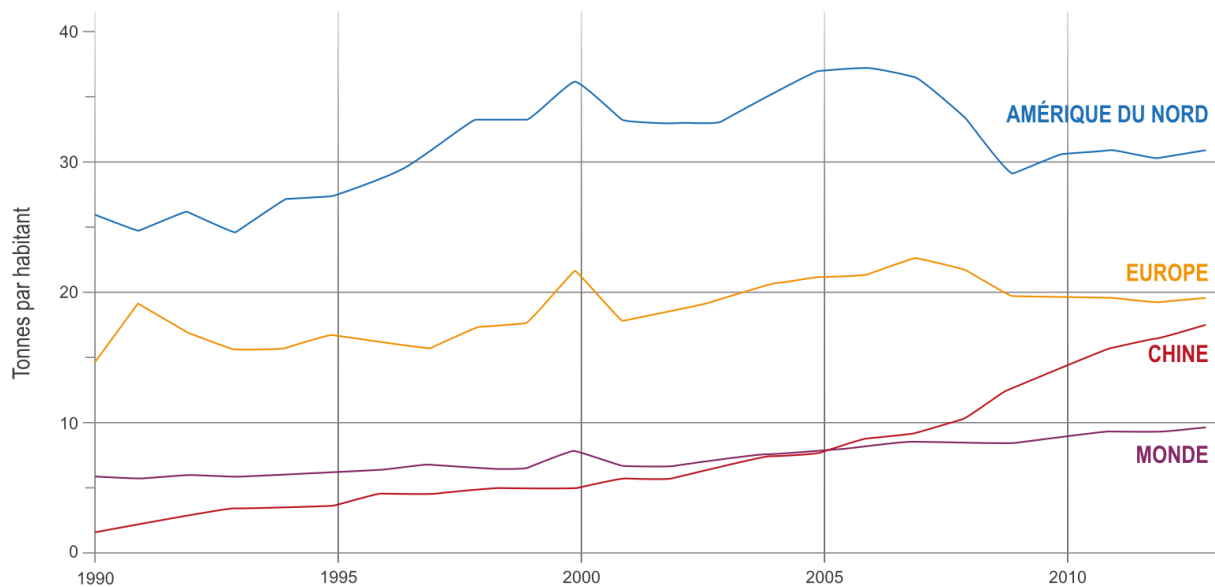


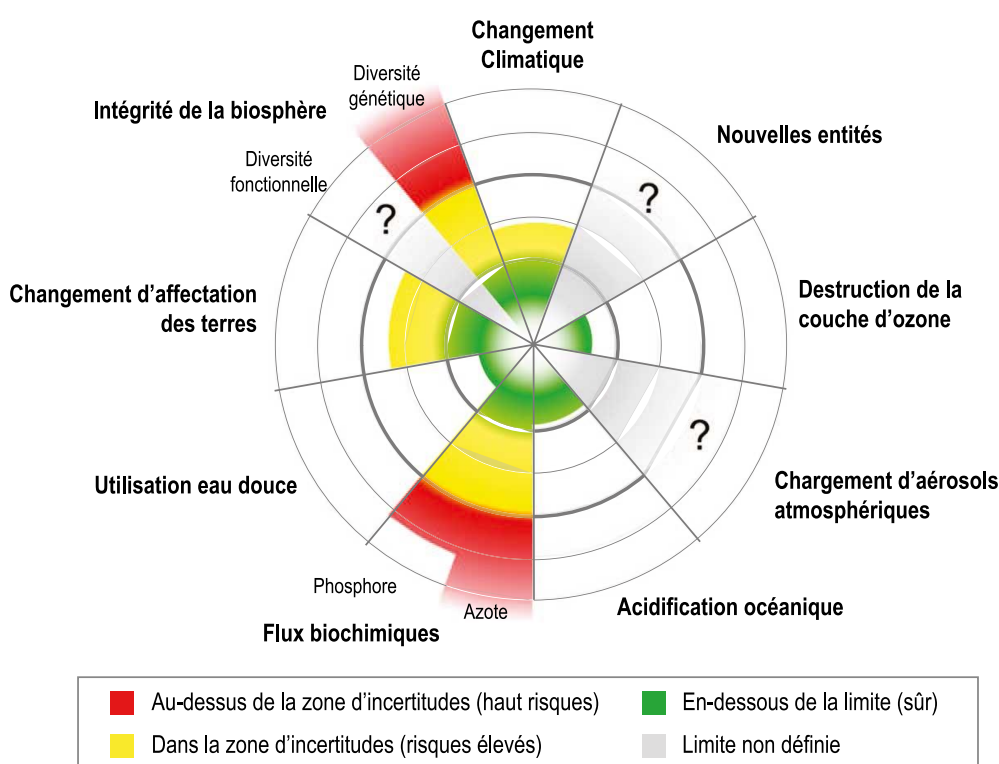
Figure 5-15 Évolutions de la consommation de ressources minières et fossiles par habitant entre 1990 et 2013 (adapté de Wiedmann et al., 2015)

Nous avons abordé dans la section 1.1.2.1 l'urgence de décarboner notre économie, c'est-à-dire de nous affranchir principalement des énergies qui émettent du CO₂. C'est pourquoi le concept de limite planétaire est acquis pour le réchauffement climatique au travers d'un quota d'émission de GES. Cette notion est même traduite à l'aide d'une élévation maximale de la température moyenne du globe (figure 5-21). Toutefois, cette limite seule est insuffisante pour rendre compte de l'ensemble des dégradations de l'Écosphère. C'est dans ce contexte que Rockström et al. (2009) ont proposé la notion de limites planétaires (*planetary boundaries*). Les limites planétaires sont un ensemble de frontières qui proposent une analyse scientifique du risque que des perturbations humaines déstabilisent le système terre à l'échelle de la planète. L'enjeu est de définir les limites planétaires qui permettent de conserver le système terre dans un état résilient et accommodant. Cette représentation intègre six autres

limites en plus du changement climatique. La figure 5-16 propose une représentation de la mise à jour de 2015 vis-à-vis de la situation actuelle au regard des variables de contrôles des limites planétaires.

Comme le montre la figure 5-16, notre civilisation a déjà franchi plusieurs limites pour les flux biologiques, mais aussi la diversité génétique. Cette représentation permet également de noter qu'il n'existe pas de limites quant à la quantité de ressources à allouer par habitant (Fischer-Kowalski et Swilling, 2011).

Sans objectif pour l'extraction des ressources non renouvelables, il semble compliqué de limiter la fuite en avant.



La zone verte est l'espace sûr, la zone jaune représente la zone d'incertitude (risque croissant) et le rouge, une zone à haut risque. La limite planétaire elle-même se situe à l'intersection des zones verte et jaune. Les variables de contrôle sont normalisées pour la zone d'incertitude. Les processus pour lesquels les limites au niveau global ne peuvent pas encore être quantifiées sont représentés par des parties grises.

Figure 5-16 Situation actuelle des variables de contrôle pour sept des limites planétaires (Steffen et al., 2015)

5.3.2.2 Utilisation exponentielle de ressources

Les enjeux dépassent la seule question de la FdV, car dans le modèle idéal de l'économie circulaire (Ellen MacArthur Foundation, 2015), les déchets n'existent pas et doivent être réaffectés (figure 5-17). Les matières biologiques ne sont pas toxiques et peuvent aisément retourner dans le sol sous forme de compost ou être méthanisés (annexe 2). Les matériaux techniques — polymères, alliages, et autres matériaux artificiels — doivent être conçus pour être récupérés, renouvelés et améliorés, en minimisant l'apport énergétique nécessaire à ces

opérations et en préservant leur valeur au maximum. Cette conservation de valeur doit concerner les volets : physique, économique et sociétaux.

En amont de la fin de vie des produits, il s'agit en premier lieu d'écoconcevoir les produits pour intégrer les enjeux du développement durable. Actuellement, ces solutions pertinentes d'un point de vue fonctionnel et environnemental sont limitées à un nombre restreint de produits (Bakker et al., 2014 ; Bjorn et Hauschild, 2013 ; BPI France, 2015 ; McAlloone et Hare, 2015 ; UNEP, 2011 ; Ventère, 2013). Surtout, elles concernent des produits qui ne sont pas encore arrivés dans la filière déchets. Il s'agit d'une réponse qui donnera des résultats visibles par la filière déchets à l'issue de la vie de ces produits.

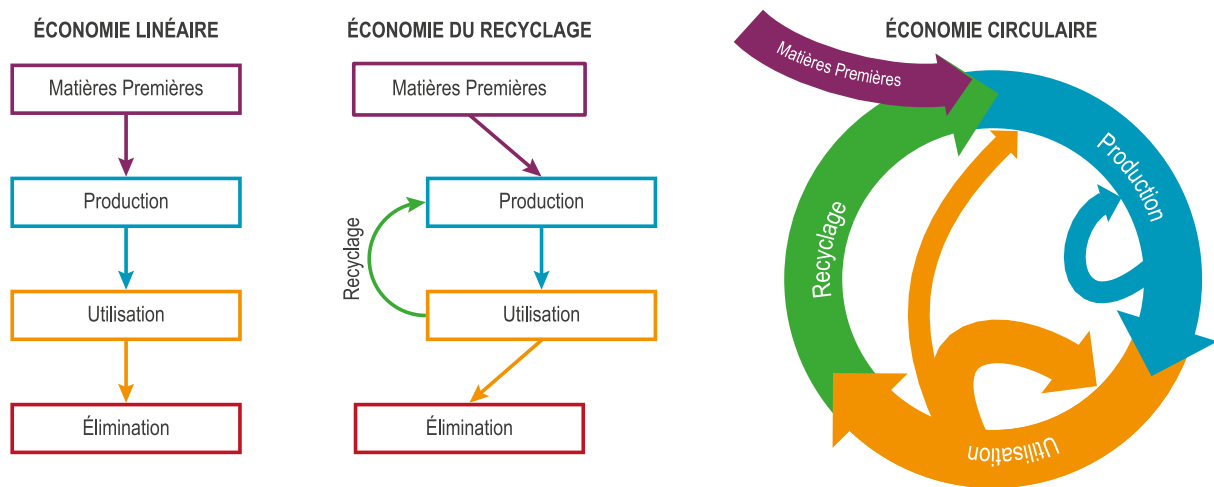


Figure 5-17 Représentation de la transition vers un modèle d'économie circulaire (adapté de Netherlands Government, 2016)

Au regard des limites du recyclage présentées dans la section 5.3.1 et pour amorcer une transition vers un modèle authentiquement circulaire, nous sommes en droit de considérer que la mise sur le marché de nouveaux produits, si et seulement si des technologies de traitement en FdV sont connues et accessibles pour les acteurs de la filière de FdV. Une telle régulation aurait pour conséquence de forcer les concepteurs de produits à interagir avec les concepteurs des scénarios de recyclage, comme nous avons pu le montrer dans la section 5.2.1.1.

À l'heure actuelle, seuls des systèmes de bonus-malus sont soumis par les éco-organismes aux producteurs de déchets soumis à des REP. Ce système permet de notifier de l'incohérence d'un produit au regard de la filière de FdV, mais il n'est pas suffisamment contraignant pour amener les fabricants à retirer du marché des produits non recyclables ou perturbants les filières de tri. L'une des illustrations récentes de ce phénomène concerne la bouteille de lait en PET opaque introduite par la grande distribution, mais perturbant en FdV les filières de recyclage (Alet, 2017). En effet, PET opaque et translucide ne sont pas compatibles. Malgré l'application d'un malus par l'éco-organisme CITEO, les metteurs sur le marché ont privilégié le maintien plutôt que le retrait de ce produit non recyclable.

Dans ce modèle linéaire, où manufacturier et acteurs de la FdV sont déconnectés (section 1.1.1), il est indispensable de réfléchir aux solutions durables qui permettent de garantir la conservation des ressources en quantité et en fonctionnalité. À ce sujet, la commission européenne promeut de plus en plus les cycles techniques de l'économie circulaire qui conservent la fonctionnalité des matériaux (figure 1-26). Favoriser la réutilisation, le remise à neuf avant le recyclage seront le plus souvent bénéfique d'un point de vue environnemental, technique et économique.

5.3.2.3 Éviter l'effet rebond lié à l'éco-efficacité

Le contexte de fortes tensions sur les ressources minières et énergétiques force les industriels à déployer des stratégies d'optimisation pour réduire leur empreinte écologique et celles de leurs produits via l'éco-efficacité produit. Dans le chapitre 1, nous avons présenté la hiérarchie des déchets (figure 1-18) proposée par l'UE et qui transpose l'éco-efficacité à la FdV des produits. La stratégie d'éco-efficacité est également est transposée à la consommation d'énergie et à la fabrication. Nous présentons sur la figure 5-18 les hiérarchies d'éco-efficacité appliquée aux déchets, à l'énergie et la production manufacturière.

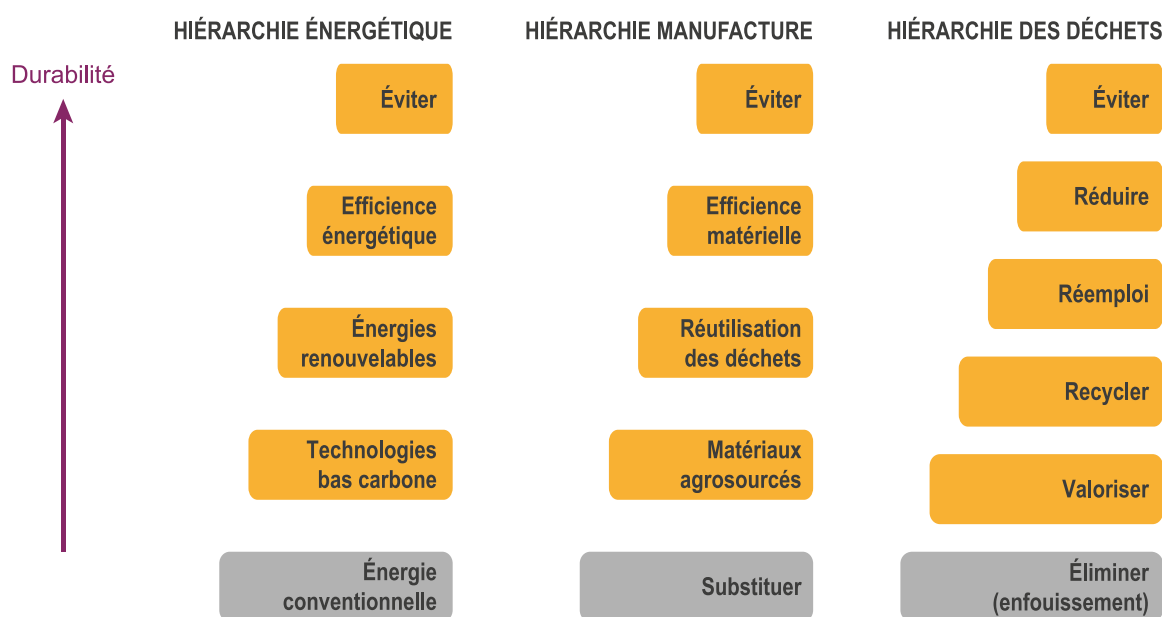


Figure 5-18 Présentation de la hiérarchie de l'éco-efficacité pour l'énergie, la fabrication durable et les déchets (adapté de Despeisse, 2015 ; WolfeWare, 2005)

L'éco-efficacité présentée dans la section 4.1.3.3 tend à accroître la consommation par effet rebond. L'effet rebond caractérise l'augmentation de consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie. Ces limites pouvant être monétaires, temporelles, sociales, physiques, liées à l'effort, au danger, à l'organisation, etc. (Schneider, 2003). Pour chaque réduction de l'impact environnemental alors la consommation du produit/service est multipliée d'autant. Cette logique est soutenue par les économies d'échelle qui permettent de s'offrir des produits de plus en plus grands et performants pour un prix identique (Kara,

Hauschild, et Herrmann, 2018). Le Tableau 5-4 présente quelques effets rebonds induits par l'éco-efficacité des technologies.

Pour la phase d'utilisation, la question énergétique rejoint la question des ressources. La sobriété énergétique est également poussée par des considérations économiques des utilisateurs. Les entreprises peuvent y répondre par des solutions automatiques de réduction des consommations d'énergie par exemple avec un mode veille automatique. Toutefois, cette sobriété se limite à la composante énergétique. La sobriété matérielle est le plus souvent antinomique de l'économie de marché qui privilégie le renouvellement des équipements et donc la consommation de nouvelles ressources. L'efficacité d'utilisation des ressources (minières et fossiles) encourage elle aussi par effet rebond à utiliser davantage les produits/services ou en choisir de plus grands (Jenkins, Nordhaus, et Shellenberger, 2011).

À l'inverse du principe évoqué ci-dessus François Schneider introduit le concept d'effet débond qui consisterait à profiter des gains de productivité (performance, vitesse, etc.) en limitant voire en réduisant les besoins. La conjonction de ces deux facteurs (efficacité et limitation des besoins) amène alors une réduction des prélèvements de ressources naturelles non renouvelables (Schneider, 2003). Cet effet débond serait une opportunité pour inhiber la croissance de la demande en ressources minières (figure 5-16), pour permettre de substituer complètement les MP vierges par des MPR.

Pour les produits restants, l'intensité fonctionnelle doit être multipliée pour réduire la pression sur les ressources non renouvelables par unité fonctionnelle. Cette stratégie permet de jouer sur la diminution des consommations.

Tableau 5-4 Bénéfices prévus par la démarche d'éco-efficacité et bénéfices réels ou observés (Gutowski, 2018)

Technologie	Bénéfices attendus	Résultats réels obtenus (ou *possibles)
Composites avancés	Gain de poids	Utilisé pour transporter plus de carburant/équipement/passager
Liseuse numérique	Moins impactant que le papier	*Renouvellement rapide par de nouvelles technologies
Autopartage	Passage à l'économie de fonctionnalité	*Augmentation du nombre de trajet et report modale sur la voiture
Mail	Réduction de l'impact des courriers	Augmentation du nombre de communications
Équipement sobre	Réduction des impacts énergétiques	Équipements plus grands
Éclairage LED	Réduction de la consommation énergétique	Nouveaux usages, installations plus grandes
Fabrication additive	Réduction de la quantité de déchets	*Nouveaux usages, nouveaux produits et donc plus de déchets

5.3.2.4 Limiter l'inflation technologique

Ces minéraux rentrent dans notre quotidien au sein de tous nos produits. Par exemple, les téléphones sont fabriqués à partir de 42 minéraux différents (figure 5-19), dont l'aluminium, le béryllium, le charbon, le cuivre, l'or, le fer, le calcaire, la silice, l'argent, le talc, etc. Une télévision nécessite 35 minéraux différents et un ordinateur plus de 60 (Worrell, 2016). L'approvisionnement en minéraux pour ces applications technologiques est principalement couvert par les extractions minières. La représentation de l'extraction relative de MP par habitant présentée sur la figure 5-16 masque l'augmentation beaucoup plus forte de la consommation de ressources en lien avec l'accroissement de la population que nous avons présenté sur la figure 5-10. Selon les projections, la production de produits métallifères extraits devrait augmenter de 250 % d'ici 2030 (Tukker et al., 2014).

En plus de l'effet rebond sur les usages, les réponses apportées pour atteindre les objectifs d'efficacité conduisent majoritairement à la complexification des produits (Detcherry, 2018) avec pour résultats de rendre la FdV plus compliquée. Résultat, pour extraire l'ensemble des matériaux constituant les sous-ensembles des produits complexes, les scénarios de FdV intègrent de plus en plus de technologies (Luidold et Antrekowitsch, 2014 ; Quinn, 2009 ; Van Schaik et Reuter, 2014 ; Worrell et Reuter, 2014).

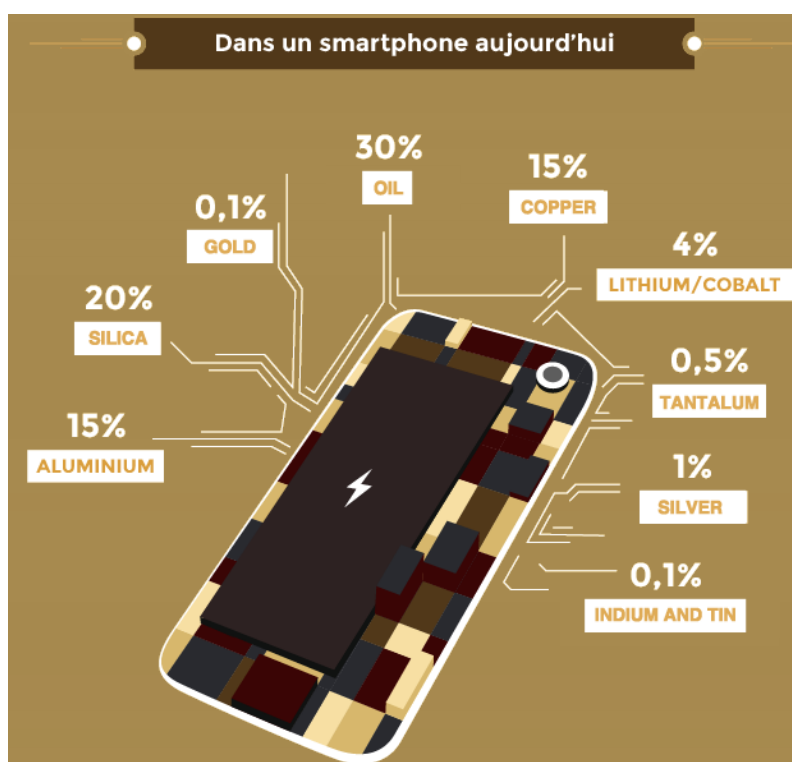


Figure 5-19 Composition d'un téléphone portable de type smartphone (ARTE Furturmag, 2015)

Nous soutenons que pour réduire la production de déchets, il est impératif de réduire la consommation. D'ailleurs la Commission européenne privilégie de plus en plus les stratégies de réduction et de prévention (European Commission, 2018). Impossible de réduire notre impact environnemental sans revoir nos modes de vie. Prôner une transformation des modes

de production sans l'accompagner d'un changement des modes de vie n'améliore rien sur le plan écologique (Detcherry, 2018). Il s'agit également d'adopter des stratégies « zéro déchet » principalement à destination des matières non recyclables ou des produits à usage unique (Walker et Xanthos, 2018).

Pour accroître le taux de recyclage, les solutions doivent devenir plus agiles pour être généralisées à un large éventail de produits en FdV (Leroy, 2015).

5.3.3 Présentation de la démarche d'agilité promue par MTB

Même si la représentation de la figure 5-11 laisse envisager des stocks très importants pour le recyclage, il faut noter que la distribution de ces stocks est décentralisée. En effet, si les étapes de transformation et de production sont fortement centralisées avec des pôles manufacturiers dans l'économie monde, les flux de déchets sont extrêmement diffus en raison de la consommation décentralisée et globalisée. Nous représentons cette dissémination des déchets sur la Figure 5-20. Cette distribution limite l'accessibilité des gisements anthropiques.

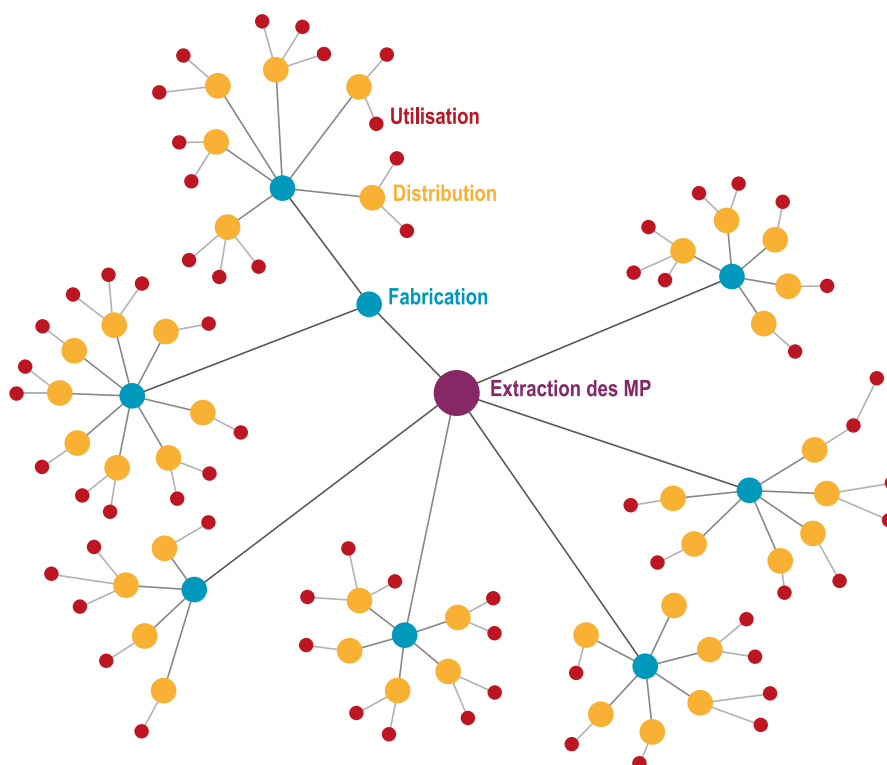


Figure 5-20 Représentation de la diffusion des produits et de la dispersion des déchets

Dans ce contexte, MTB propose une réponse que nous pouvons qualifier d'agile. Les différents résultats d'évaluation obtenus justifient la **spécialisation** des scénarios de recyclage pour des flux de déchets. Toutefois, cette spécialisation est construite sur l'agencement de processus unitaires relativement simples qui sont repositionnables afin d'offrir une **modularité**. Enfin, l'importance d'un système de collecte efficace est indiscutable au regard des résultats

et des constats que nous avons pu faire. C'est pourquoi le troisième volet de la démarche d'agilité concerne la **proximité**.

Nous répondons à l'agilité avec des solutions transportables et modulaires de type BOX spécialisée. L'utilisation de systèmes spécialisés permet de maximiser les performances techniques. Ces solutions sont reconfigurables afin d'accepter de nouvelles technologies, mais aussi travailler sur des flux différenciés, contribuant finalement à l'interopérabilité des systèmes. La mobilité offerte par la conteneurisation des solutions de traitement est indéniable et permet un gain environnemental par le transport évité (section 3.3.3.2). Le système de production mobile ainsi développé permet de collecter des gisements homogènes plus faibles à proximité de la source. L'intégration des concepts de mobilité et de reconfigurabilité est indispensable dans la démarche de conception de système de production agile (Benama, 2016).

5.4 CONCLUSION GÉNÉRALE

Nous l'avons vu le mode de vie consumériste qui repose sur une approche linéaire du cycle de vie induit une forte consommation de matières premières vierges. Or l'extraction minière repose avant tout sur des énergies fossiles qui participent largement au changement climatique. Aussi, dans son dernier rapport, le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) montre que les 0,5 °C de différence entre le scénario d'une augmentation de la température de 1,5 °C et celui d'une augmentation de 2 °C impliquent un monde totalement différent plus impacté par le changement climatique avec des victimes plus nombreuses qui, sans parler d'effondrement, remet en cause notre civilisation (IPCC, 2018). Dans cette contribution, les scientifiques du GIEC exhortent les gouvernements à prendre les mesures nécessaires pour limiter les conséquences dramatiques du changement climatique.

Un total de 300 scénarios a été évalué, ils sont résumés sur la figure 5-21. Pour arriver à contenir la hausse des températures sous le seuil de 1,5 °C, nous devons ramener les émissions annuelles de CO₂ à 20 milliards de tonnes, soit une baisse de près de moitié par rapport à 2010. De plus, le bilan doit être à zéro en 2050 si nous voulons endiguer le changement climatique.

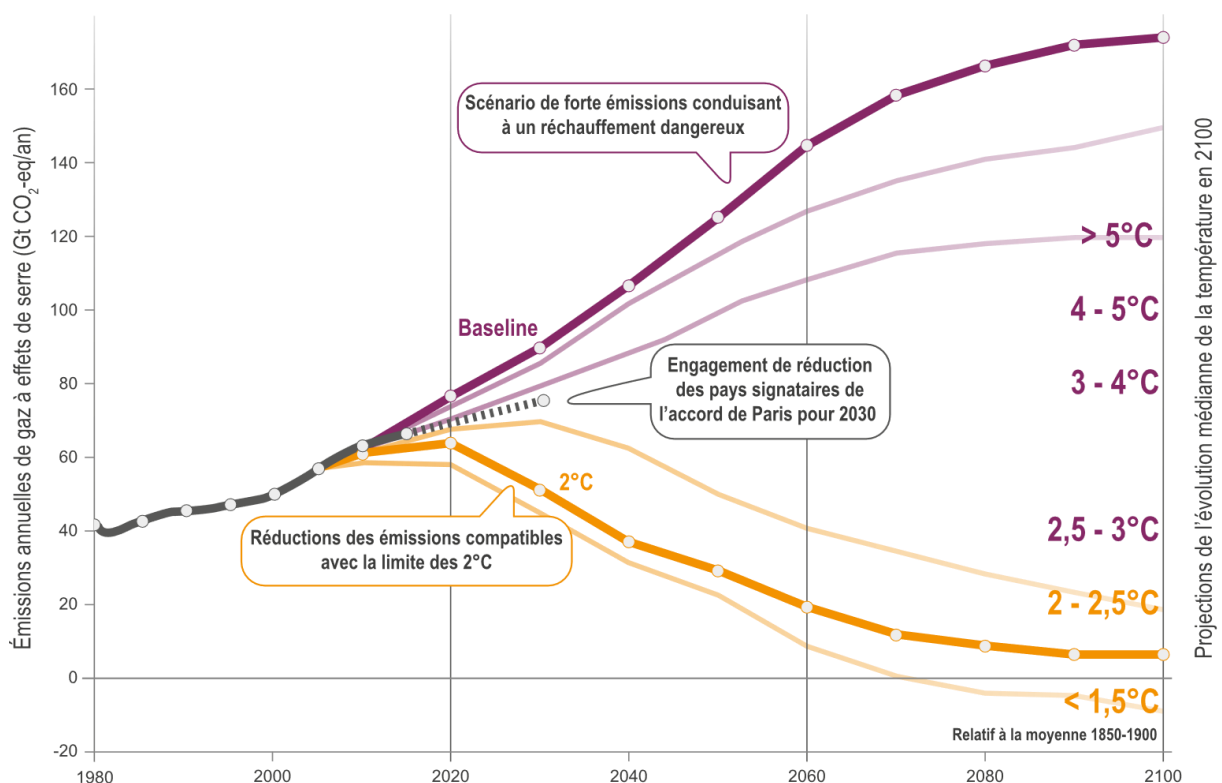


Figure 5-21 Émissions mondiales de CO₂ depuis 1980 et projections des émissions en accord avec les engagements des pays à la COP21 (adapté de Rogelj et al., 2016)

Les scénarios de maintien des températures à 1,5 °C tablent sur une diminution rapide de la consommation d'énergies fossiles et un changement des modes de vie avec le concours de stratégies de reforestation ou de séquestration géologique pour stocker le carbone. Les

solutions promues par le GIEC font appel à de nombreuses ressources minières stratégiques. Si les moyens techniques et économiques pour atteindre l'objectif de 1,5 °C sont acquis et disponibles, la question de la disponibilité des réserves n'a pas été adressée. De fait, l'accélération de la mise en œuvre de ces technologies bas carbone risque de propulser de nombreuses matières premières parmi les matériaux critiques.

L'effort industriel qui doit accompagner la transition énergétique est immense et il est comparable à l'effort industriel en temps de guerre. Les investissements nécessaires sont considérables. Pour le seul domaine de l'énergie, le GIEC évalue les investissements annuels pour le solaire à un milliard de milliards de dollars et à 350 milliards de dollars dans l'éolien. Pour comparaison, les sommes consacrées à l'extraction et l'exploitation du pétrole sont de l'ordre de 400 milliards de dollars par an (Eric Saudemont, 2018). Le rapport n'adresse pas le coût des autres mutations industrielles à conduire pour réussir la transition vers un modèle durable. Les changements de mode de vie sont indispensables pour réussir la transition qui semble inatteignable (Bihouix, 2017).

Malheureusement, les contributions à la réduction des émissions de GES des pays signataires de l'accord de Paris de 2015 provoqueraient une hausse des températures supérieures à 3 °C. Cette projection est présentée en pointillé noir sur la figure 5-21. Ces projections nous questionnent quant à la capacité de notre civilisation à rester dans les limites planétaires (section 5.3.2.1). Nous observons déjà les conséquences du changement climatique, selon les données d'EM-DAT, la somme totale des catastrophes naturelles rapportées chaque année a augmenté de façon significative passant de 78 en 1970 à 348 en 2004 (Than, 2005).

RÉFÉRENCES DU CHAPITRE 5

- AFP. « L'UE loin de ses objectifs en matière de recyclage des déchets électriques et électroniques ». *Le Monde*. 2015. Vol. Août, n°30, p. 2015.
- Alet C. « C'est quoi cette bouteille de lait non recyclée ? » *Altern. Econ.* [En ligne]. 2017. Vol. février, n°01, p. 7. Disponible sur : < <https://www.alternatives-economiques.fr/cest-quoi-cette-bouteille-de-lait-non-recyclee/00077013> >
- Apple Inc. *Environmental Responsibility Report 2016*. 2017. p. 58.
- Ardi R., Leisten R. « Assessing the role of informal sector in WEEE management systems: A System Dynamics approach ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2016. Vol. 57, p. 3-16. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.038> >
- Bakker C., Wang F., Huisman J., Den Hollander M. « Products that go round: Exploring product life extension through design ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2014. Vol. 69, p. 10-16. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.028> >
- Benama Y. *Formalisation de la démarche de conception d'un système de production mobile : intégration des concepts de mobilité et de reconfigurabilité* [En ligne]. [s.l.] : Arts & Métiers ParisTech, 2016. Disponible sur : < <http://www.theses.fr/s133098> >
- Bertolini G. « Entropie et recyclage ». *Déchets, Sci. Tech.* 2002. Vol. 4, n°28, p. 15-20.
- Bihouix P. « Inventer un monde de post-croissance ». *Inst. Momentum*. 2017. Vol. 1 Août, p. 2.
- Bjorn A., Hauschild M. Z. « Absolute versus Relative Environmental Sustainability: What can the Cradle-to-Cradle and Eco-efficiency Concepts Learn from Each Other? ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2013. Vol. 17, n°2, p. 321-332. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00520.x> >
- BPI France. *Innovation Nouvelle Génération*. Servir l'a. Paris : [s.n.], 2015. 66 p.
- Brezet H. « Dynamics in ecodesign practice ». *Ind. Environ. UNEP IE*. 1997. Vol. 20, p. 21-24.
- Van Calster G. « Regulatory Instruments ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 527-535. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00037-4> > ISBN : 9780123964595.
- Chang N. Bin, Qi C., Islam K., Hossain F. « Comparisons between global warming potential and cost-benefit criteria for optimal planning of a municipal solid waste management system ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2012. Vol. 20, n°1, p. 1-13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.08.017> >
- Coca-Cola. *Sustainability Report 2013/2014*. 2015. p. 101.
- Danone. *Rapport Développement Durable 2014*. 2015. p. 80.
- Deboutière A., Georgeault L. *Étude socio-économique et bilan matières de la région Rhône-Alpes*. Lyon : Institut de l'économie circulaire, 2016. 46 p.
- Despeisse M. *Sustainable Manufacturing Tactics and Improvement Methodology: a Structured and Systematic Approach to Identify Improvement Opportunities* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. 2010-2013 p. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> >
- Detcherry D. « Quelles technologies pour une société durable ? ». *Atterissage*. 2018. Vol. Mars, n°06, p. 40.
- Ellen MacArthur Foundation. *Growth within: a circular economy vision for a competitive Europe*. [s.l.] : [s.n.], 2015. 100 p. ISBN : 00178012.
- Eric Saudemont. « E&P : des investissements en hausse de 4 % en 2017 selon l'IFPEN | Pétrole et Gaz Informations ». *Pétrole Gaz Informations* [En ligne]. 2018. Vol. Février, n°6, p. 4. Disponible sur : < <http://www.petrole-et-gaz.fr/ep-des-investissements-en-hausse-de-4-en-2017-selon-lifpen-10680/> > (consulté le 9 octobre 2018)
- European Commission. *European Circular Economy Package 2018*. 2018. p. 250.
- Ferrari R. « Fondation 2019 : Contribuer activement à forger les instruments pour la transition écologique de l'économie ». In : *Séminaire Monétarisation des biens Serv. environnementaux L'analyse cycle vie, Quest. enjeux autour sa monétarisation*. Paris, France : [s.n.], 2017. p. 20.
- Ferrari R., Bourg D., Swaton S. « Relancer le Développement de l'Economie Circulaire en France, par une Succession d'Incitations Economiques et de Mesures Réglementaires, fortes ». *Fond.* 2019. 2017. Vol. Décembre, n°14, p. 1-13.
- Fischer-Kowalski M., Swilling M. *Global Decoupling of Natural Resource Use And Enviromental Impacts from*

- Economic Growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel*. [s.l.] : UNEP, 2011. 174 p. ISBN : 9789280731675.
- Geldron A. « L'épuisement des métaux et minéraux : Faut-il s'inquiéter ? » *Fiche Tech. ADEME* [En ligne]. 2017. Vol. Juin, p. 1-23. Disponible sur : < <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/epuisement-metaux-mineraux-fiche-technique.pdf> >
- Geyer R., Jambeck J. R., Law K. L. « Production, uses, and fate of all plastics ever made ». *Sci. Adv.* [En ligne]. 2017. Vol. 3, n°7, p. 5. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782> >
- Graedel T. E., Allwood J. M., Birat J. P., Buchert M., Hagelüken C., Reck B. K., Sibley S. F., Sonnemann G. « What do we know about metal recycling rates? ». *J. Ind. Ecol.* [En ligne]. 2011. Vol. 15, n°3, p. 355-366. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x> >
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables ». *23rd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* 2016. Vol. may, n°20-24, p. 1-7.
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Decision Support Methodology for Designing Sustainable Recycling Process Based on ETV Standards ». *Procedia Manuf.* [En ligne]. 2017a. Vol. 7, . Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2016.12.020> >
- Grimaud G., Perry N., Laratte B. « Aluminium cables recycling process: Environmental impacts identification and reduction ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2017b. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.010> >
- Grosse F. « De l'économie circulaire à l'économie de la fonctionnalité : vertus et limites du recyclage ». *Futuribles* [En ligne]. 2010. n°365, p. 99-124. Disponible sur : < <https://www.futuribles.com/fr/revue/365/le-decouplage-croissance-matieres-premieres-de-lec/> >
- Grossman E. « GPS Tracking Devices Catch Recyclers Exporting Toxic E-Waste ». *Intercept.* 2016. Vol. May, n°10, p. 1-15.
- Gutowski T. G. « A Critique of Life Cycle Assessment ; Where Are the People ? ». *Procedia CIRP* [En ligne]. 2018. Vol. 69, n°May, p. 11-15. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2018.01.002> >
- Habib K., Hamelin L., Wenzel H. « A dynamic perspective of the geopolitical supply risk of metals ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2016. Vol. 133, p. 850-858. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.118> >
- Hahladakis J. N., Velis C. A., Weber R., Iacovidou E., Purnell P. « An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling ». *J. Hazard. Mater.* [En ligne]. 2018. Vol. 344, p. 179-199. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014> >
- Hilton. *2017 Corporate Responsibility - summary* [En ligne]. 2017. p. 1. Disponible sur : < <https://www.sensient.com/sustainability> >
- Huisman J., Botezatu I., Herreras L., Liddane M., Hintsa J., Luda di Cortemiglia V., Leroy P., Vermeersch E., Mohanty S., Van den Brink S., Ghenciu B., Dimitrova D., Nash E., Shryane T., Wieting M., Kehoe J., Baldé C. P., Magalini F., Zanasi A., Ruini F., Männistö T., Bonzio A., Zan A. *Countering WEEE Illegal Trade (CWIT) Summary Report, Market Assessment, Legal Analysis, Crime Analysis and Recommendations Roadmap* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2015. 64 p. Disponible sur : < <https://doi.org/978-92-808-4560-0> > ISBN : 9789280845594.
- IKEA. *Synthèse développement durable*. 2015. p. 2.
- Interface Europe. *Our progress to Zero Waste* [En ligne]. 2014. p. 1. Disponible sur : < <http://www.interfaceflor.co.uk/webapp/wcs/stores/media/iff-infographic-07.pdf> >
- IPCC. *Global Warming of 1.5°C - Summary for Policymakers* [En ligne]. Incheon, Republic of Korea : UNEP, 2018. 34 p. Disponible sur : < http://report.ipcc.ch/sr15/pdf/sr15_spm_final.pdf >
- ISO. *NF EN ISO 14034:2018-10 – Management environnemental – Vérification des technologies environnementales (ETV)*. International : Afnor éditions, 2018.
- ISO. *ISO 20400: 2017 - Achats responsables* [En ligne]. International : Afnor éditions, 2017. Disponible sur : < <https://www.iso.org/fr/standard/63026.html> >
- Jenkins J., Nordhaus T., Shellenberger M. « Energy Emergence: Rebound & Backfire as emergent phenomena ». *Breakthr. Inst.* [En ligne]. 2011. p. 60. Disponible sur : < <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf> >
- Jin Y., Kim J., Guillaume B. « Review of critical material studies ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2016. Vol. 113, p. 77-87. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.003> >

- Jones P. T., Geysen D., Tielemans Y., Van Passel S., Pontikes Y., Blanpain B., Quaghebeur M., Hoekstra N. « Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: A critical review ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2013. Vol. 55, p. 45-55. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021> >
- Jørgensen A., Le Bocq A., Nazarkina L., Hauschild M. Z. « Methodologies for Social Life Cycle Assessment ». *Int. J. Life Cycle Assess.* [En ligne]. 2008. Vol. 13, n°2, p. 96-103. Disponible sur : < <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.11.367> Please >
- Kara S., Hauschild M. Z., Herrmann C. « Target-Driven Life Cycle Engineering: Staying within the Planetary Boundaries ». *Procedia CIRP* [En ligne]. 2018. Vol. 69, p. 3-10. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.142> >
- Krausmann F., Gingrich S., Eisenmenger N., Erb K. H., Haberl H., Fischer-Kowalski M. « Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century ». *Ecol. Econ.* [En ligne]. 2009. Vol. 68, n°10, p. 2696-2705. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.007> >
- Labbé J.-F. « Les limites physiques de la contribution du recyclage à l'approvisionnement en métaux. La nécessité incontournable d'un approvisionnement primaire en contexte de croissance ». *Ann. des Mines - Responsab. Environ.* [En ligne]. 2016. Vol. 2, n°82, p. 45-56. Disponible sur : < <https://www.univ-orleans.fr/sites/default/files/OSUC/documents/presentationlimitesrecyclageosuc-jfl141210.pdf> >
- Lebreton L., Slat B., Ferrari F., Sainte-Rose B., Aitken J., Marthouse R., Hajbane S., Cunsolo S., Schwarz A., Levivier A., Noble K., Debeljak P., Maral H., Schoeneich-Argent R., Brambini R., Reisser J. « Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic ». *Sci. Rep.* [En ligne]. 2018. Vol. 8, n°1., Disponible sur : < <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w> >
- Leroy P. « ProSUM Information Network Launch ». *Eur. Union Horiz.* 2020. 2015. Vol. 23, n°avril, p. 41.
- Liu Z., Adams M., Walker T. R. « Are exports of recyclables from developed to developing countries waste pollution transfer or part of the global circular economy? ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2018. Vol. 136, n°March, p. 22-23. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.005> >
- Luidold S., Antrekowitsch H. « Recovery of Metals from Different Secondary Resources (Waste) ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 255-268. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00018-0> > ISBN : 9780123965066.
- McAloone T. C., Hare J. O. « Eco-innovation in small to medium sized enterprises: needs and opportunities for action ». *Tech. Univ. Denmark.* 2015. p. 1-6.
- McDonough W., Braungart M. *Cradle to cradle: Remaking the Way We Make Things*. Edition al. Paris : Manifesto, 2012. 234 p.(Manifesto). ISBN : 9782862277226.
- Müller E., Hilty L. M., Widmer R., Schluep M., Faulstich M. « Modeling metal stocks and flows: A review of dynamic material flow analysis methods ». *Environ. Sci. Technol.* [En ligne]. 2014. Vol. 48, n°4, p. 2102-2113. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1021/es403506a> >
- Netherlands Government. *A circular economy in the Netherlands by 2050* [En ligne]. Amsterdam : The Ministry of Infrastructure and the Environment and the Ministry of Economic Affairs, 2016. 1-72 p. Disponible sur : < <https://www.government.nl/documents/leaflets/2016/09/22/a-circular-economy-in-the-netherlands-by-2050> >
- Niero M., Olsen S. I. « Circular economy : to be or not to be in a closed product loop ? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 2015. Vol. 114, p. 18-31. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.023> >
- ORDIF. *La Gestion des Déchets Ménagers et Assimilés en Île de France - Données 2015*. Paris, France : Observatoire Régional des déchets d'île de France, 2017. 88 p.
- Panasiuk D., Laratte B., Remy S. « Steel Stock Analysis in Europe from 1945 to 2013 ». *23rd CIRP Conf. Life Cycle Eng.* [En ligne]. 2016. Vol. 48, p. 348-351. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.04.084> >
- Perkins D. N., Brune Drisse M. N., Nxele T., Sly P. D. « E-waste: A global hazard ». *Ann. Glob. Heal.* [En ligne]. 2014. Vol. 80, n°4, p. 286-295. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2014.10.001> >
- Plastic Omnium. *Rapport Développement Durable*. 2014. p. 40.
- Quinn A. *Waste Technology and Innovation Study Final Report*. Department.[s.l.] : GHD, 2009. 131 p.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F. S., Lambin E., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., Wit C. A. De, Hughes T., Leeuw S. Van der, Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. « Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity ». *Ecol. Soc.* [En ligne]. 2009. Vol. 14, n°2, p. 32. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1088/0031->

- 9120/18/2/411 >
- Rogelj J., Den Elzen M., Höhne N., Fransen T., Fekete H., Winkler H., Schaeffer R., Sha F., Riahi K., Meinshausen M. « Paris Agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2°C ». *Nature* [En ligne]. 2016. Vol. 534, n°7609, p. 631-639. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1038/nature18307> >
- Sala S., Vasta A., Mancini L., Dewulf J., Rosenbaum E. « Social Life Cycle Assessment - State of the Art and Challenges for Supporting Product Policies ». *JRC Tech. Reports* [En ligne]. 2015a. Vol. EUR 27624, p. 90. Disponible sur : < <https://doi.org/10.3390/su6074200> >
- Sala S., Vasta A., Mancini L., Dewulf J., Rosenbaum E. « Social Life Cycle Assessment: State of the art and challenges for supporting product policies ». *JRC Tech. Reports* [En ligne]. 2015b. p. 90. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1007/978-981-287-296-8> >
- Samsung. *Global Harmony with People, Society and Environment - Samsung Sustainability Report 2016* [En ligne]. 2016. p. 216. Disponible sur : < http://www.samsung.com/us/aboutsamsung/sustainability/sustainabilityreports/download/2015/SAMSUNG_SUSTAINABILITY_REPORT_2015_ENG.pdf >
- Van Schaik A., Reuter M. A. « Material Centric (Aluminum and Copper) and Product Centric (Cars, WEEE, TV, Lamps, Batteries, Catalysts) Recycling and DfR Rules ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne]. Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 307-378. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00022-2> > ISBN : 9780123964595.
- Schmid A., Naquin P., Gourdon R. « Etude expérimentale de l'incidence du niveau de démantèlement sur le taux de valorisation avant broyage des véhicules hors d'usage (VHU) ». *Déchets, Sci. Tech.* 2012. Vol. 61, p. 30-48.
- Schneider F. « L'effet rebond ». *l'Ecologiste*. 2003. Vol. 4, n°3, p. 45.
- Schraff C. « The EU Circular Economy Package and the Circular Economy Coalition for Europe ». In : Thomé-Kozmiensky KJ, Goldmann D, Thiel S (éd.). *Recycl. Ressources Conf.* Berlin : [s.n.], 2016. p. 4.
- Stahel W. R. *The Performance Economy*. [s.l.] : Palgrave Macmillan, 2006. 230 p. ISBN : 0230007961.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., De Vries W., De Wit C. A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G. M., Persson L. M., Ramanathan V., Reyers B., Sörlin S. « Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet ». *Science* (80-). [En ligne]. 2015. Vol. 347, n°6223, p. 13. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1126/science.1259855> >
- Than K. « Natural Disasters Becoming More Common ». *Live Sci.* 2005. Vol. October, n°17, p. 9.
- Tukker A., Bulavskaya T., Giljum S., De Koning A., Lutter S., Simas M., Stadler K., Wood R. *The Global Resource Footprint of Nations* [En ligne]. [s.l.] : [s.n.], 2014. 8 p. Disponible sur : < http://www.researchgate.net/profile/Stefan_Giljum/publication/264080789_The_Global_Resource_Footprint_of_Nations_Carbon_water_land_and_materials_embodied_in_trade_and_final_consumption/links/02e7e53cd0969e6723000000.pdf > ISBN : 9783200036376.
- UNEP. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products* [En ligne]. [s.l.] : United Nations Environment Programme (UNEP), 2009. 104 p. Disponible sur : < <https://doi.org/DTI/1164/PA> > ISBN : 9789280730210.
- UNEP. « A basis for Greener Processes and Products ». In : Sonnemann G, Vigon B (éd.). *Glob. Guid. Princ. Life Cycle Assess. Databases*. Paris, France : [s.n.], 2011. p. 160. ISBN : 978-92-807-3174-3.
- Ventère J.-P. « Tour d'horizon sur l'éco-conception des produits ». *Commis. général au développement durable* [En ligne]. 2013. n°Novembre, p. 1-16. Disponible sur : < <http://www.developpementdurable.gouv.fr/developpementdurable/> >
- Walker T. R., Xanthos D. « A call for Canada to move toward zero plastic waste by reducing and recycling single-use plastics ». *Resour. Conserv. Recycl.* [En ligne]. 1 juin 2018. Vol. 133, p. 99-100. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2018.02.014> > (consulté le 7 novembre 2018)
- Wiedmann T. O., Schandl H., Lenzen M., Moran D., Suh S., West J., Kanemoto K. « The material footprint of nations ». *Proc. Natl. Acad. Sci.* [En ligne]. 2015. Vol. 112, n°20, p. 6271-6276. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1073/pnas.1220362110> >
- Wolfe P. « Energy Hierarchy ». *WolfeWare*. 2005. p. 1.
- Worrell E. « Material efficiency: Meeting our Material Services within Planetary Boundaries ». In : *Soc. Mater. Int. Conf. SAM 10* [En ligne]. Roma : SOVAMAT, 2016. p. 23. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385971-6.00013-0> > ISBN : 978-1-904818-93-9.
- Worrell E., Reuter M. A. « Recycling: A Key Factor for Resource Efficiency ». In : *Handb. Recycl.* [En ligne].

Amsterdam : Elsevier Inc., 2014. p. 3-8. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396459-5.00001-5> > ISBN : 9780123965066.

Wu Q., Leung J. Y. S., Geng X., Chen S., Huang X., Li H., Huang Z., Zhu L., Chen J., Lu Y. « Heavy metal contamination of soil and water in the vicinity of an abandoned e-waste recycling site: Implications for dissemination of heavy metals ». *Sci. Total Environ.* [En ligne]. 2015. Vol. 506-507, p. 217-225. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.121> >

Yang J., Lu B., Xu C. « WEEE flow and mitigating measures in China ». *Waste Manag.* [En ligne]. 2008. Vol. 28, n°9, p. 1589-1597. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.019> >

Zlamparet G. I., Ijomah W., Miao Y., Awasthi A. K., Zeng X., Li J. « Remanufacturing strategies: A solution for WEEE problem ». *J. Clean. Prod.* [En ligne]. 2017. Vol. 149, p. 126-136. Disponible sur : < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.004> >

L'ensemble des pictogrammes utilisés dans ce manuscrit sont issus de la bibliothèque *The Noun Project*.

GLOSSAIRE

Biocapacité correspond à la surface de zones terrestres et marines biologiquement productives. Elle est mesurée en hectares globaux (il s'agit d'un hectare présentant la productivité biologique moyenne globale, elle est calculée annuellement par le Global Footprint Network). La biocapacité est décomposée en cinq catégories d'usage des sols : cultures, pâturages, zones de pêche (eaux marines et intérieures), forêts et terrains bâtis.

Capital naturel regroupe le stock d'actifs écologiques tels que le sol, la biodiversité et l'eau douce, procurant des bénéfices aux êtres humains.

Chaîne de valeur il s'agit d'un ensemble d'activités interdépendantes dont la poursuite permet de créer de la valeur identifiable et, si possible, mesurable. Elle intègre donc toutes les étapes de l'approvisionnement en matières premières à la consommation finale (voire au service après-vente).

Circularité des matériaux est attribué selon un score entre 0 et 1 à un produit, un service ou une entreprise évaluant la façon réparatrice ou linéaire du flux des matériaux pour le produit/service (ou les produits de l'entreprise) et combien de temps et intensément le produit (ou les produits de l'entreprise) est utilisé en comparaison à des produits similaires. Ainsi un score de 1 représente un degré complètement circulaire où l'ensemble des matériaux sont réutilisés ou recyclés en fin de vie.

Coproduct est une matière, intentionnelle et inévitable, créée au cours du même processus de fabrication et en même temps que le produit principal.

Décarbonisation est le fait de chercher à se passer de l'utilisation de combustibles fossiles tels que le pétrole, le charbon ou le gaz pour les remplacer par des énergies renouvelables. La politique de décarbonisation est liée à la transition énergétique*.

Déchet toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire. Les déchets ne sont pas définis au regard de critères physiques, économiques ou de dangerosité.

Déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune réaction physique ou chimique. Enfin, ils ne détériorent pas d'autres matières en contact de manière préjudiciable à l'environnement ou à la santé humaine. Il s'agit principalement des déchets minéraux produits par l'activité de construction (béton, tuiles et briques, agrégats d'enrobés, déblais, vitrage, etc.)

Dépenses d'exploitation (OPEX) ce sont les charges courantes pour exploiter un produit, une entreprise, ou un système.

Dépenses d'investissement (CAPEX) se réfèrent aux immobilisations, c'est-à-dire aux dépenses qui ont une valeur positive sur le long terme.

Déplacement de pollution consiste à réduire un impact environnemental à une étape du cycle de vie pour créer ou aggraver un autre problème à une autre étape du cycle de vie et/ou sur un autre impact.

Désassemblage regroupe toute opération consistant à séparer un équipement en plusieurs sous-ensembles, en particulier, celles consistant à séparer les différents éléments valorisables d'un appareil et/ou les éléments polluants.

Empreinte écologique de consommation se définit comme la surface permettant de répondre aux besoins de consommation d'une population définie, à savoir celle nécessaire à la fois à la production des matériaux consommés et à l'absorption de ses émissions de dioxyde de carbone. Elle s'exprime en hectare global (hag).

Éco-efficacité mesure de la performance économique rapportée aux effets sur l'environnement (p. ex. aux quantités de ressources utilisées ou aux émissions).

Éco-efficience est atteinte pour des biens et services qui satisfassent les besoins humains et apportent de la qualité de vie, tout en réduisant progressivement les impacts écologiques et l'usage des ressources tout au long du cycle de vie, à un prix compétitif.

Éco-organisme est une société de droit privé investie par les pouvoirs publics de la mission d'intérêt général de prendre en charge, dans le cadre des filières REP, la fin de vie des produits qu'ils mettent sur le marché.

Écoconception intégration systématique des aspects environnementaux dès la conception et le développement de produits (biens et services, systèmes) avec pour objectif la réduction des impacts environnementaux négatifs tout au long de leur cycle de vie à service rendu équivalent ou supérieur.

Économie de fonctionnalité consiste à fournir aux entreprises, individus ou territoires, des solutions intégrées de services et de biens reposant sur la vente d'une performance d'usage ou d'un usage et non sur la simple

vente de biens.

Économie linéaire consiste à des processus industriels et des modes de vie associés reposant sur une approche « prendre, fabriquer, éliminer ». Cette vision entraîne une diminution des réserves finies. Les matériaux vierges sont utilisés pour créer des produits qui finissent dans les décharges ou les incinérateurs.

Économie monde concept de territoire dynamique polarisé par un centre économiquement autonome, qui se suffit à lui-même et qui exerce une domination ou une influence sur des périphéries et des marges. La mondialisation contemporaine est décrite comme la formation d'une seule économie-monde à l'échelle du monde.

Écosphère (ou écosystème planétaire global) regroupe la biosphère (ensemble des êtres vivants), la lithosphère (enveloppe terrestre rigide de la surface de la Terre), hydrosphère (ensemble des zones où l'eau est présente sur Terre), l'atmosphère (enveloppe gazeuse de la Terre).

Écotechnologie regroupe l'ensemble de méthodes et de techniques permettant de prévenir, réduire ou mesurer les atteintes à l'environnement ou permettant, à service rendu équivalent, une réduction de celles-ci au regard des conditions techniques et économiques du moment.

Effet rebond est défini comme l'augmentation de consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie, ces limites pouvant être monétaires, temporelles, sociales, physiques, liées à l'effort, au danger, à l'organisation, etc.

Énergie fatale représente l'énergie produite par un processus dont la finalité n'est pas la production de cette énergie. C'est une énergie souvent perdue si elle n'est pas récupérée et/ou valorisée. Les énergies fatales sont de diverses natures (chaleur, froid, gaz, électricité).

Énergie grise est la somme de l'énergie dépensée pour l'élaboration d'un matériau, tout au long de son cycle de vie, de son extraction à son recyclage en passant par sa transformation.

Externalité caractérise le fait qu'un agent économique crée, par son activité, un effet externe en procurant à autrui, sans contrepartie monétaire, une utilité ou un avantage de façon gratuite (**externalité positive**), ou au contraire une nuisance, un dommage sans compensation (**externalité négative**).

Filière de traitement des déchets elle représente l'ensemble des opérations devant être mise en œuvre pour atteindre les objectifs de traitement fixés ou non par la réglementation.

Intensité énergétique est une mesure de l'efficacité énergétique d'une économie. Elle est calculée comme le rapport de la consommation d'énergie au produit intérieur brut. Elle est généralement exprimée en tonnes équivalent pétrole (tep) par million d'euros de PIB.

Matériau vierge matériau qui n'a pas été utilisé ou consommé auparavant, ou soumis à un traitement autre que pour sa production originale.

Métaux de base regroupe les métaux suivants : fer (Fe), aluminium (Al), titane (Ti), magnésium (Mg), manganèse (Mn), chrome (Cr), zinc (Zn), plomb (Pb), cuivre (Cu), nickel (Ni) et étain (Sn). Il n'existe pas de classification absolue des métaux cependant on peut distinguer quatre grandes familles industrielles : métaux de base, métaux précieux, métaux de spécialité et métaux de l'énergie nucléaire.

Métaux précieux regroupe les métaux suivants : or (Au), argent (Ag), platine (Pt), palladium (Pd), iridium (Ir), osmium (Os), rhodium (Rh) et ruthénium (Ru).

Métaux nucléaires regroupe les métaux de l'énergie nucléaire que sont les actinides : uranium (U), thorium (Th) et plutonium (Pu).

Métaux de spécialités concernent les autres métaux. Ce sont des métaux qui sont utilisés en quantité limitée dans les produits finaux ils constituent le plus souvent des éléments d'alliage principalement de l'acier ou de l'aluminium ou des éléments utilisés pour leurs propriétés électroniques dans les nouvelles technologies.

Obsolescence programmée est une stratégie visant à réduire la durée de vie d'un produit pour augmenter son taux de remplacement et provoquer un nouvel achat prématurément.

Réemploi toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus.

Recyclage il s'agit de la réintroduction directe d'un déchet dans le cycle de production dont il est issu, en remplacement total ou partiel d'une matière neuve.

Régénération est un procédé physique ou chimique pensé pour réattribuer à un déchet ses caractéristiques premières.

Réserve correspond à la quantité extractible avec les techniques disponibles, alors que les ressources englobent la totalité des gisements ou stocks en terre.

Ressources renouvelables est une ressource naturelle dont les réserves sont normalement inépuisables, habituellement parce qu'elle se reproduit en continu. Il s'agit par exemple de la biomasse forestière, l'eau douce, le rayonnement solaire, etc.

Ressources ultimes englobent à la fois les ressources identifiées et le potentiel géologique non identifié mais envisagée pour un matériau. Le calcul de cette valeur s'accompagne d'une forte incertitude.

Réutilisation toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau.

Rudologie est l'étude des déchets, de leur recyclage, de leur valorisation ou de leur élimination.

Service écosystémique est un avantage matériel ou immatériel que l'homme retire gratuitement des écosystèmes (de la Nature). Certains services écosystémiques sont des avantages matériels liés à des processus naturels tels que la production de biens directement consommables, l'auto-épuration des eaux, la stabilisation des sols ou la pollinisation. D'autres services écosystémiques sont des avantages immatériels, comme des activités récréatives ou culturelles.

Sous-cyclage (ou *downcycling*) l'action de récupérer des matériaux ou des produits afin de les transformer en matériaux ou produits de qualité ou d'utilité inférieure.

Sur-cyclage (ou *upcycling*) l'action de récupérer des matériaux ou des produits au stade de déchet avec une qualité et une fonctionnalité de référence afin de les transformer en matériaux ou produits de qualité ou de fonctionnalité supérieures.

Taux de recyclage correspond à la proportion dans laquelle un volume de déchets est retraité en substances, matières ou produits en substitution à d'autres substances, matières ou produits.

Transfert de pollution en diminuant un impact de l'une des étapes du cycle de vie, la pollution est déplacée ailleurs dans une autre phase du cycle de vie.

Transfert d'impact en diminuant un impact de l'une des étapes du cycle de vie, la pollution est déplacée dans la même étape mais sur un autre impact.

Transition énergétique il s'agit de la substitution du pétrole par d'autres ressources énergétiques au pétrole.

ANNEXES

ANNEXE 1 LISTE DES MATIÈRES PREMIÈRES CRITIQUES POUR L'UNION EUROPÉENNE (European Commission, 2017a)

Matières premières	Principaux producteurs mondiaux (moyenne 2010-14)	Principaux importateurs dans l'UE (moyenne 2010-14)	Sources de l'approvisionnement de l'UE (moyenne 2010-14)	Taux de dépendance à l'égard des importations*	Indices de substitution EI/SR**	Taux de recyclage des matières en FdV**
Antimoine	Chine (87 %) Viêtnam (11 %)	Chine (90 %) Viêtnam (4 %)	Chine (90 %) Viêtnam (4 %)	100 %	0,91/0,93	28 %
Baryte	Chine (44 %) Inde (18 %) Maroc (10 %)	Chine (53 %) Maroc (37 %) Turquie (7 %)	Chine (34 %) Maroc (30 %) Allemagne (8 %) Turquie (6 %) Royaume-Uni (5 %) Autres pays de l'UE (4 %)	80 %	0,93/0,94	1 %
Béryllium	États-Unis (90 %) Chine (8 %)	Sans objet	Sans objet	Sans objet ¹⁴	0,99/0,99	0 %
Bismuth	Chine (82 %) Mexique (11 %) Japon (7 %)	Chine (84 %)	Chine (84 %)	100 %	0,96/0,94	1 %
Borate	Turquie (38 %) États-Unis (23 %) Argentine (12 %)	Turquie (98 %)	Turquie (98 %)	100 %	1,0/1,0	0 %
Cobalt	République démocratique du Congo (64 %) Chine (5 %) Canada (5 %)	Russie (91 %) République démocratique du Congo (7 %)	Finlande (66 %) Russie (31 %)	32 %	1,0/1,0	0 %
Charbon à coke	Chine (54 %) Australie (15 %) États-Unis (7 %) Russie (7 %)	États-Unis (39 %) Australie (36 %) Russie (9 %) Canada (8 %)	États-Unis (38 %) Australie (34 %) Russie (9 %) Canada (7 %) Pologne (1 %) Allemagne (1 %) République tchèque (1 %) Royaume-Uni (1 %)	63 %	0,92/0,92	0 %
Spath fluor	Chine (64 %) Mexique (16 %) Mongolie (5 %)	Mexique (38 %) Chine (17 %) Afrique du Sud (15 %) Namibie (12 %) Kenya (9 %)	Mexique (27 %) Espagne (13 %) Chine (12 %) Afrique du Sud (11 %) Namibie (9 %) Kenya (7 %) Allemagne (5 %) Bulgarie (4 %) Royaume-Uni (4 %) Autres pays de l'UE (1 %)	70 %	0,98/0,97	1 %
Gallium	Chine (85 %) Allemagne (7 %) Kazakhstan (5 %)	Chine (53 %) États-Unis (11 %) Ukraine (9 %) Corée du Sud (8 %)	Chine (36 %) Allemagne (27 %) États-Unis (8 %) Ukraine (6 %) Corée du Sud (5 %) Hongrie (5 %)	34 %	0,95/0,96	0 %

Germanium	Chine (67 %) Finlande (11 %) Canada (9 %) États-Unis (9 %)	Chine (60 %) Russie (17 %) États-Unis (16 %)	Chine (43 %) Finlande (28 %) Russie (12 %) États-Unis (12 %)	64 %	1,0/1,0	2 %
Hafnium	France (43 %) États-Unis (41 %) Ukraine (8 %) Russie (8 %)	Canada (67 %) Chine (33 %)	France (71 %) Canada (19 %) Chine (10 %)	9 %	0,93/0,97	1 %
Hélium	États-Unis (73 %) Qatar (12 %) Algérie (10 %)	États-Unis (53 %) Algérie (29 %) Qatar (8 %) Russie (8 %)	États-Unis (51 %) Algérie (29 %) Qatar (8 %) Russie (7 %) Pologne (3 %)	96 %	0,94/0,96	1 %
Indium	Chine (57 %) Corée du Sud (15 %) Japon (10 %)	Chine (41 %) Kazakhstan (19 %) Corée du Sud (11 %) Hong Kong (8 %)	Chine (28 %) Belgique (19 %) Kazakhstan (13 %) France (11 %) Corée du Sud (8 %) Hong Kong (6 %)	0 %	0,94/0,97	0 %
Magnésium	Chine (87 %) États-Unis (5 %)	Chine (94 %)	Chine (94 %)	100 %	0,91/0,91	9 %
Graphite naturel	Chine (69 %) Inde (12 %) Brésil (8 %)	Chine (63 %) Brésil (13 %) Norvège (7 %)	Chine (63 %) Brésil (13 %) Norvège (7 %) UE (< 1 %)	99 %	0,95/0,97	3 %
Caoutchouc naturel	Thaïlande (32 %) Indonésie (26 %) Viêt Nam (8 %) Inde (8 %)	Indonésie (32 %) Malaisie (20 %) Thaïlande (17 %) Côte d'Ivoire (12 %)	Indonésie (32 %) Malaisie (20 %) Thaïlande (17 %) Côte d'Ivoire (12 %)	100 %	0,92/0,92	1 %
Niobium	Brésil (90 %) Canada (10 %)	Brésil (71 %) Canada (13 %)	Brésil (71 %) Canada (13 %)	100 %	0,91/0,94	0,3 %
Phosphate naturel	Chine (44 %) Maroc (13 %) États-Unis (13 %)	Maroc (31 %) Russie (18 %) Syrie (12 %) Algérie (12 %)	Maroc (28 %) Russie (16 %) Syrie (11 %) Algérie (10 %) UE – Finlande (12 %)	88 %	1,0/1,0	17 %
Phosphore	Chine (58 %) Viêt Nam (19 %) Kazakhstan (13 %) États-Unis (11 %)	Kazakhstan (77 %) Chine (14 %) Viêt Nam (8 %)	Kazakhstan (77 %) Chine (14 %) Viêt Nam (8 %)	100 %	0,91/0,91	0 %
Scandium	Chine (66 %) Russie (26 %) Ukraine (7 %)	Russie (67 %) Kazakhstan (33 %)	Russie (67 %) Kazakhstan (33 %)	100 %	0,91/0,95	0 %

Silicium métal	Chine (61 %) Brésil (9 %) Norvège (7 %) États-Unis (6 %) France (5 %)	Norvège (35 %) Brésil (18 %) Chine (18 %)	Norvège (23 %) France (19 %) Brésil (12 %) Chine (12 %) Espagne (9 %) Allemagne (5 %)	64 %	0,99/0,99	0 %
Tantale16	Rwanda (31 %) République démocratique du Congo (19 %) Brésil (14 %)	Nigeria (81 %) Rwanda (14 %) Chine (5 %)	Nigeria (81 %) Rwanda (14 %) Chine (5 %)	100 %	0,94/0,95	1 %
Tungstène	Chine (84 %) Russie (4 %)	Russie (84 %) Bolivie (5 %) Viêtnam (5 %)	Russie (50 %) Portugal (17 %) Espagne (15 %) Autriche (8 %)	44 %	0,94/0,97	42 %
Vanadium	Chine (53 %) Afrique du Sud (25 %) Russie (20 %)	Russie (71 %) Chine (13 %) Afrique du Sud (13 %)	Russie (60 %) Chine (11 %) Afrique du Sud (10 %) Belgique (9 %) Royaume-Uni (3 %) Pays-Bas (2 %) Allemagne (2 %) Autres pays de l'UE (0,5 %)	84 %	0,91/0,94	44 %
Platinoïdes	Afrique du Sud (83 %) - iridium, platine, rhodium, ruthénium Russie (46 %) - palladium	Suisse (34 %) Afrique du Sud (31 %) États-Unis (21 %) Russie (8 %)	Suisse (34 %) Afrique du Sud (31 %) États-Unis (21 %) Russie (8 %)	99,6 %	0,93/0,98	14 %
Terres rares lourdes	Chine (95 %)	Chine (40 %) États-Unis (34 %) Russie (25 %)	Chine (40 %) États-Unis (34 %) Russie (25 %)	100 %	0,96/0,89	8 %
Terres rares légères	Chine (95 %)	Chine (40 %) États-Unis (34 %) Russie (25 %)	Chine (40 %) États-Unis (34 %) Russie (25 %)	100 %	0,90/0,93	3 %

Remarques

(*) Le « taux de dépendance à l'égard des importations » tient compte de l'approvisionnement mondial et des sources d'approvisionnement effectives de l'UE pour le calcul du risque de pénurie d'approvisionnement ; ce taux est calculé comme suit : $\text{Importations nettes de l'UE} / (\text{Importations nettes de l'UE} + \text{Production intérieure de l'UE})$.

(**) L'« indice de substitution » est une mesure de la difficulté à substituer la matière première, évaluée et pondérée pour toutes les applications et calculée séparément pour les deux paramètres que sont l'importance économique (« EI ») et le risque de pénurie d'approvisionnement (« SR »). Les valeurs vont de 0 à 1, 1 correspondant à la substituabilité la plus faible.

L'importance économique est corrigée par l'indice de substitution (SIEI), lequel dépend des performances techniques et de l'efficacité des substituts par rapport à leur coût pour diverses applications de chaque matière. Le risque de pénurie d'approvisionnement est corrigé par l'indice de substitution (SISR), lequel dépend de la production mondiale, de la criticité et de la coproduction ou sous-production de substituts pour les diverses applications de chaque matière.

(***) Le « taux de recyclage des matières en fin de vie » mesure le rapport entre le recyclage des vieux métaux et la demande de l'UE pour une matière première donnée, cette dernière correspondant à l'approvisionnement de l'UE en matières primaires et secondaires.

ANNEXE 2 REPRÉSENTATION DES CYCLES TECHNIQUES ET BIOLOGIQUES DE L'ÉCONOMIE CIRCULAIRE (FONDATION ELLEN MACARTHUR)

PRINCIPE

1

Préserver et restaurer le capital naturel en contrôlant les stocks de ressources limitées et en équilibrant

Leviers ReSOLVE : Régénérer, Dématérialiser, Échanger.

Gestion des flux renouvelables

PRINCIPE

2

Optimiser le rendement des ressources en favorisant la circulation des produits, des composants et des matériaux à leur niveau de fonctionnalité maximal à tout moment au cours des cycles techniques et biologiques.

Leviers ReSOLVE : Régénérer, Partager, Optimiser, Cycler

1. Chasse et pêche
2. Les déchets post-récolte et post-consommation peuvent y contribuer

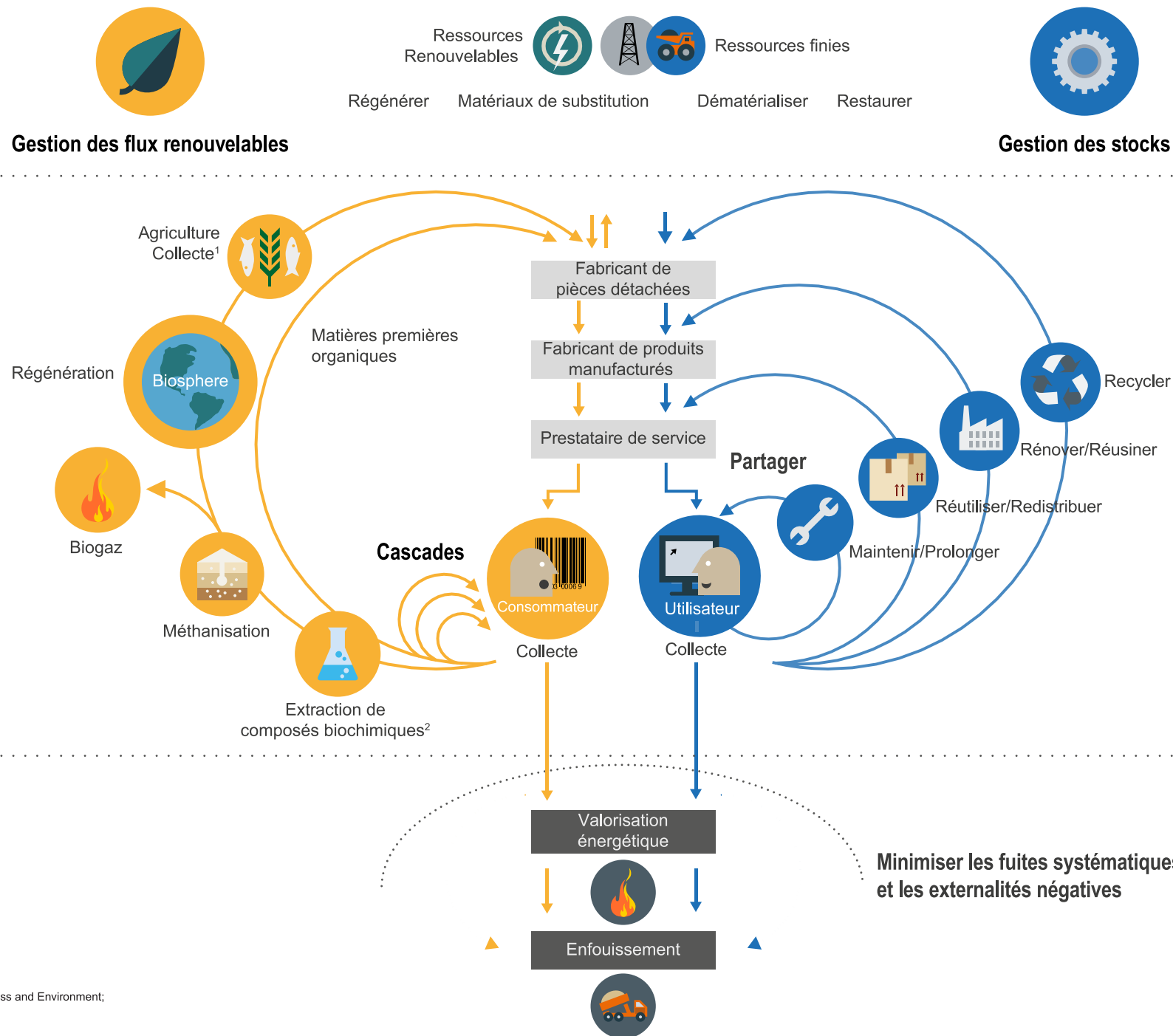
PRINCIPE

3

Favoriser l'efficacité du système en décelant et en éliminant les externalités négatives.

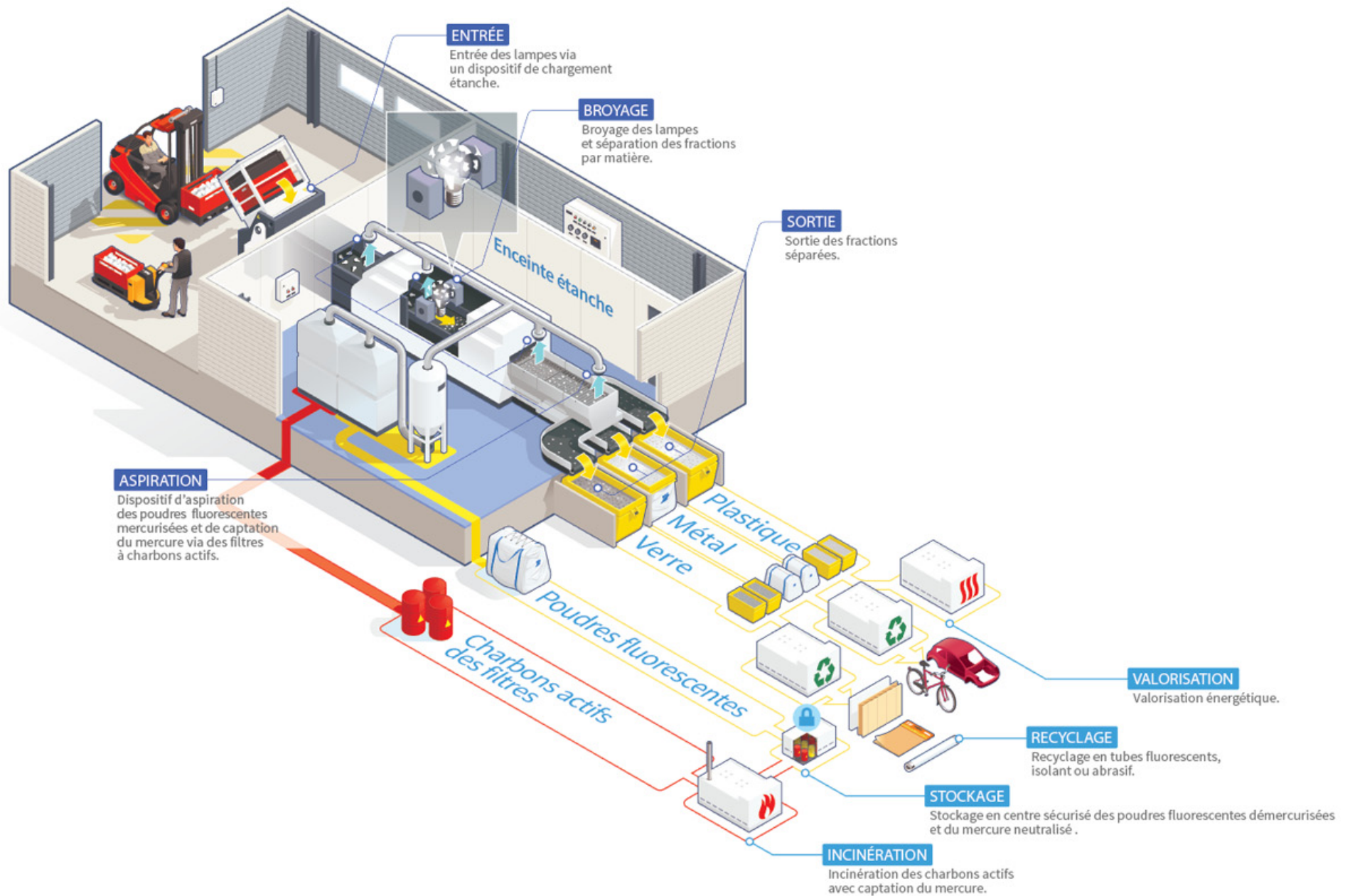
Tous les leviers ReSOLVE

SOURCE: Ellen MacArthur Foundation, SUN, et McKinsey Center for Business and Environment;
Schéma basé sur "Braungart & McDonough, Cradle to Cradle (C2C)".

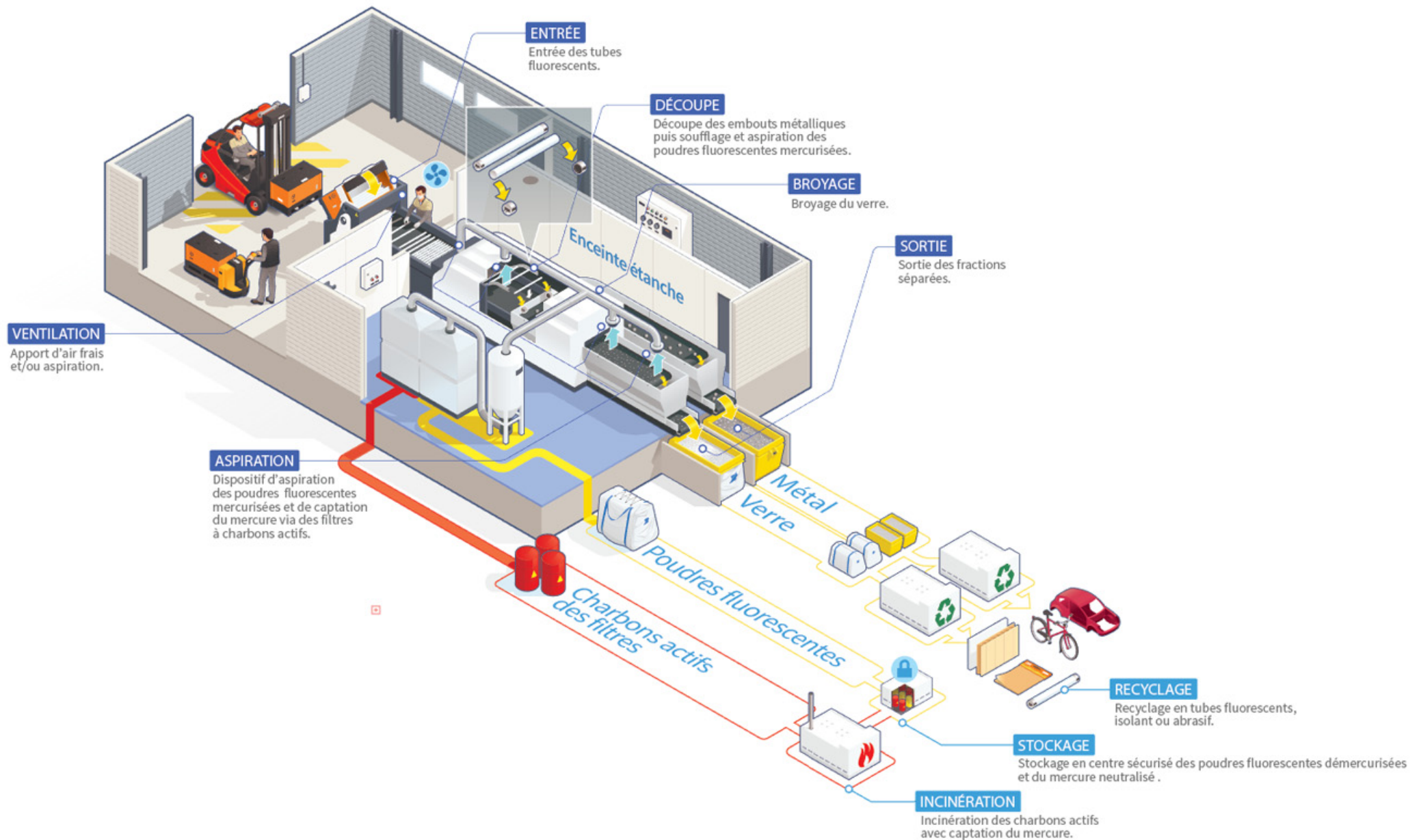


**ANNEXE 3 PRÉSENTATION DES PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES LAMPES CFL ET DES TUBES
FLUORESCENTS (RÉCYLUM, 2016)**

Procédé de traitement des lampes



Procédé de traitement **des tubes**



**ANNEXE 4 PRÉSENTATION DES DATES CLÉS DU DÉVELOPPEMENT DE L'ENTREPRISE MTB DEPUIS
SA CRÉATION EN 1981**

1981 CRÉATION

- Création de la société MTB par Francis Sevilla.
- Création des lignes cuivre et aluminium sur le site de Trept.
- Début des ventes à l'international.



2007 - 2010 RECYCLAGE DEEE

- Intégration d'une nouvelle compétence: Le recyclage des DEEE.
- Optimisation de la ligne aluminium.
- Rapprochement avec la société MagPro pour le développement des séparateurs magnétiques l'ELLIPTO et la D15



2011 - 2012 NOUVEAU DÉPART

- Rachat de la société MTB par Jean-Philippe Fusier (DG de MTB de 2000 à 2010).
- Conception et fabrication du granulateur SRP2400 et du broyeur renforcé BDR2400 R.
- Création de la ligne DEEE



2013 - 2015 DÉVELOPPEMENT

- Nouvelles compétences: Plastiques, RBA et Mâchefers.
- Création du SMB: Séparateur Magnétique Balistique.
- Conception et fabrication de la Cisaille Rotative CRX2000
- Création des usines SKY et USIMAX pour la fabrication des machines MTB
- Création de MTB Recyclingtechnik GmbH (Allemagne).



2016 - 2017

CONCEPT BOX



- Création de la gamme BOX 100% de l'expertise et de la performance de MTB dans 2 containers.

- Nouvelle génération de granulateurs: BAT845, SRP2800 et de séparateurs à courant de Foucault: ELLIPTO MAX

2017 MORE THAN BUSINESS

- The Sea Cleaners Association MTB s'engage dans la dépollution des océans des déchets plastiques (soutien et compétences techniques).

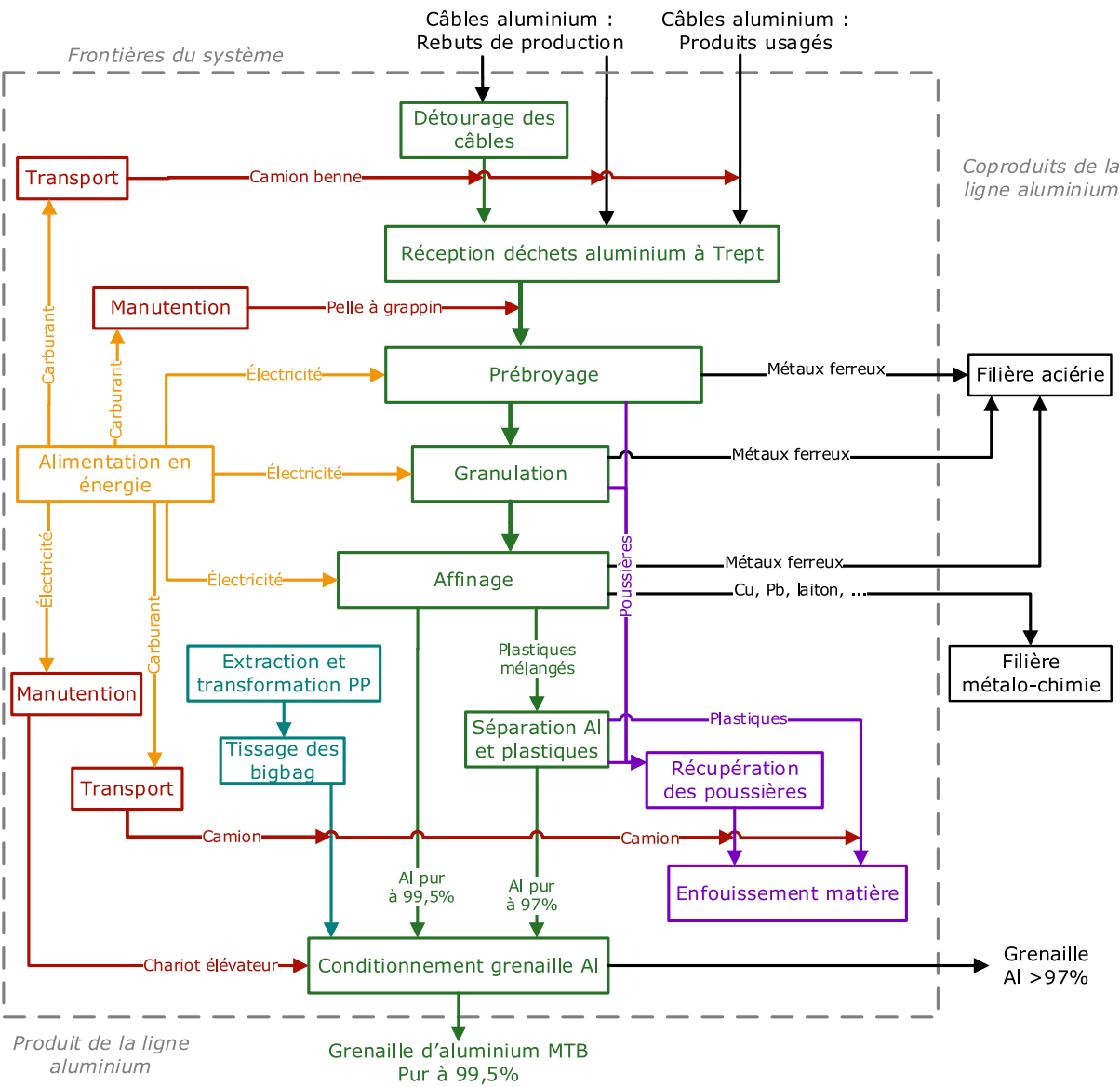


2018 - 2021 EXCELLENCE INDUSTRIELLE

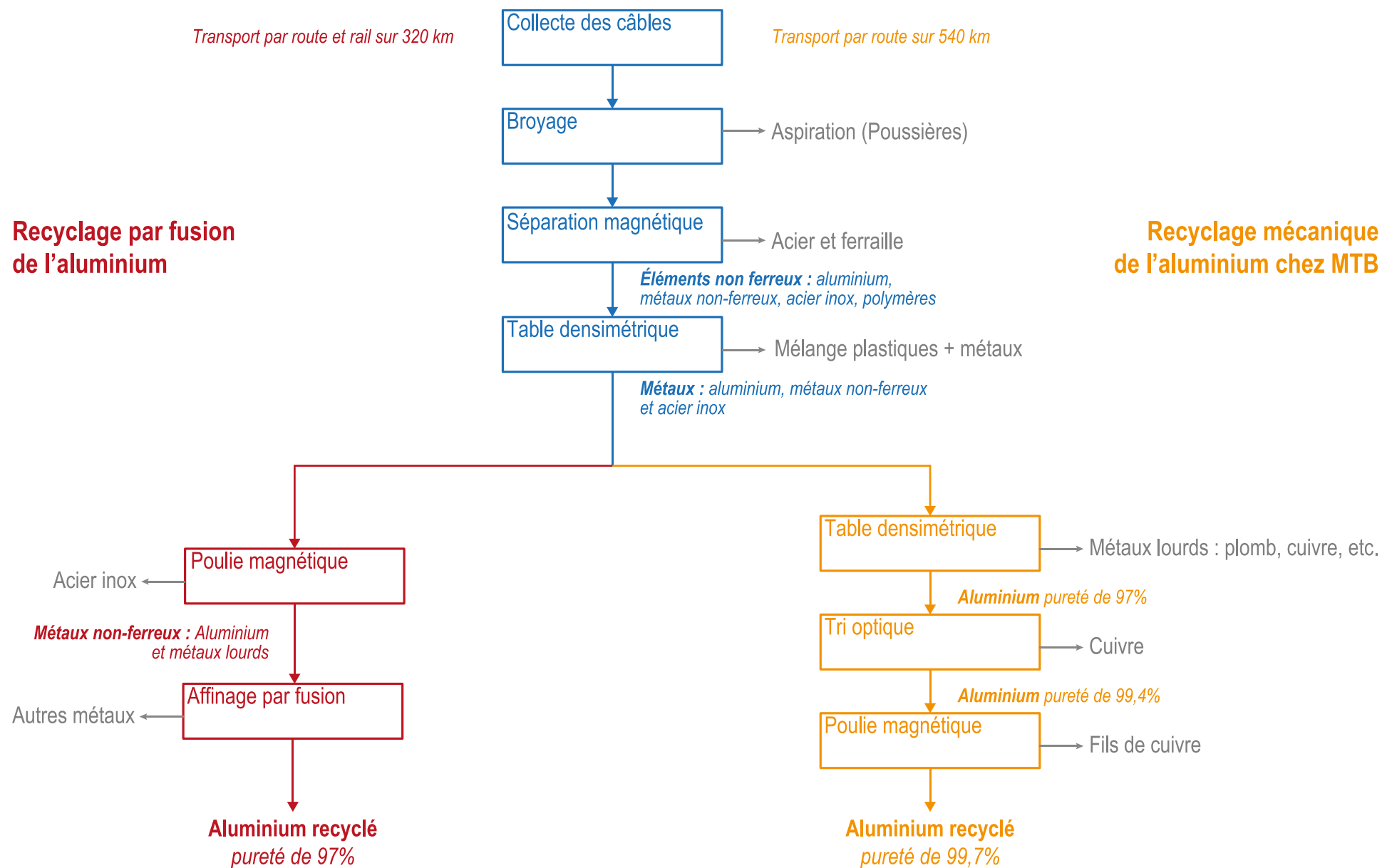
- Nouveau complexe industriel et siège social éco-conçu, recrutement...



ANNEXE 5 PRÉSENTATION DU PÉRIMÈTRE D'ÉTUDE DU SCÉNARIO DE RECYCLAGE DES Câbles EN ALUMINIUM



ANNEXE 6 COMPARAISON DES PROCESSUS DE TRAITEMENT POUR LE RECYCLAGE DES CÂBLES EN ALUMINIUM PAR FUSION ET MÉCANIQUEMENT



**ANNEXE 7 VISUALISATION DES DÉCHETS ENTRANTS ET DES MATIÈRES SORTANTES DANS LE
PROCESSUS DE RECYCLAGE DES CÂBLES EN ALUMINIUM**

	Produits	Coproduits
Déchets	 Câbles post-consommation	
Prébroyage	 Câbles prébroyés	 Acier
Granulation	 Câbles granulés	 Acier faiblement magnétique
Séparation	 Grenaille en mélange	 Métaux lourds  Mélange de plastiques
Aluminium	 Grenaille aluminium	

ANNEXE 8 PRÉSENTATION DE L'ÉCOPROFIL CONSTRUIT POUR LE SCÉNARIO DE RECYCLAGE DE L'ALUMINIUM CHEZ MTB



PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE ALUMINIUM MTB

MÉTHODOLOGIE \ METHODOLOGY

PRODUCT DESCRIPTION \ DESCRIPTION DU PRODUIT

The electrical cables process treatment, developed by MTB, can recycle all type of cables such as old or new scraps.

This treatment is done only by dry and mechanical processes. It allows to obtain an aluminum shot with a guaranteed purity of over 99.5%.

Our study compares the recycling processes developed by MTB with traditional melting methods called secondary aluminum.

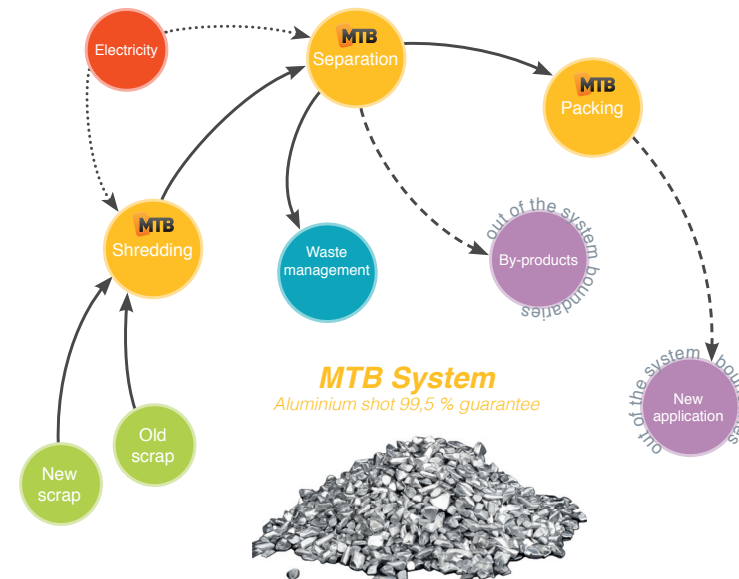
FUNCTIONAL UNIT \ UNITÉ FONCTIONNELLE

The impacts have been calculated according to the following reference :

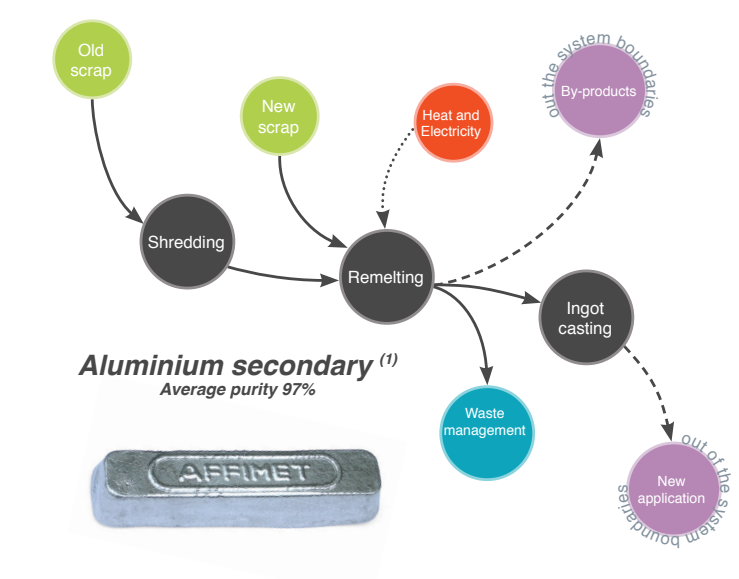
“Produce one ton of aluminum, with a purity >97% in Europe, for end-user applications.”

LIFE CYCLE STEPS \ ÉTAPES DU CYCLE DE VIE

The characterization of the compared systems is based on the life cycle steps below:



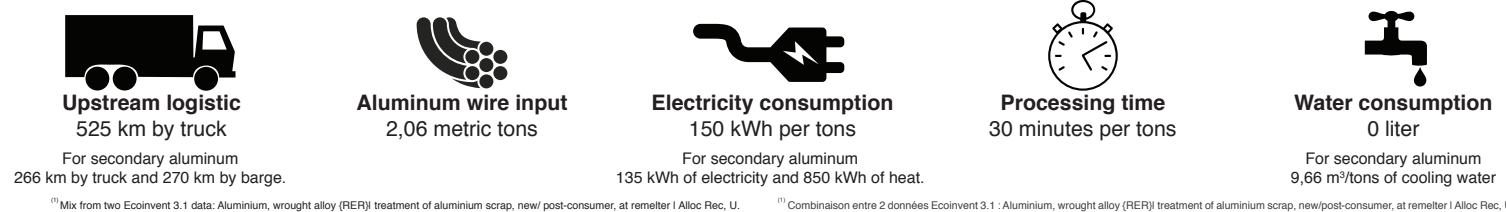
La caractérisation des systèmes comparés repose sur les étapes du cycle de vie ci-dessous :



INVENTAIRE \ INVENTORY

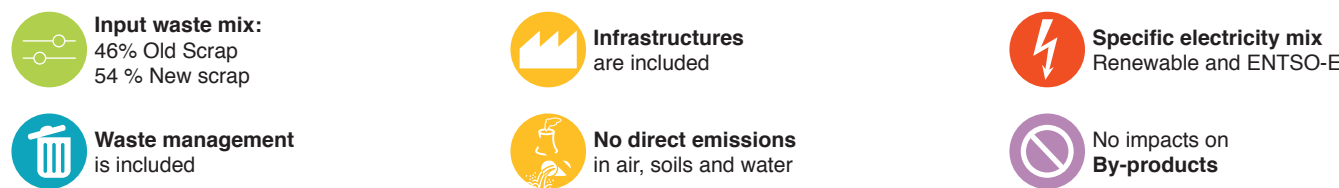
LIFE CYCLE INVENTORY \ INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

Main life cycle inventories data for MTB system: Principales données d'inventaire pour le système MTB :



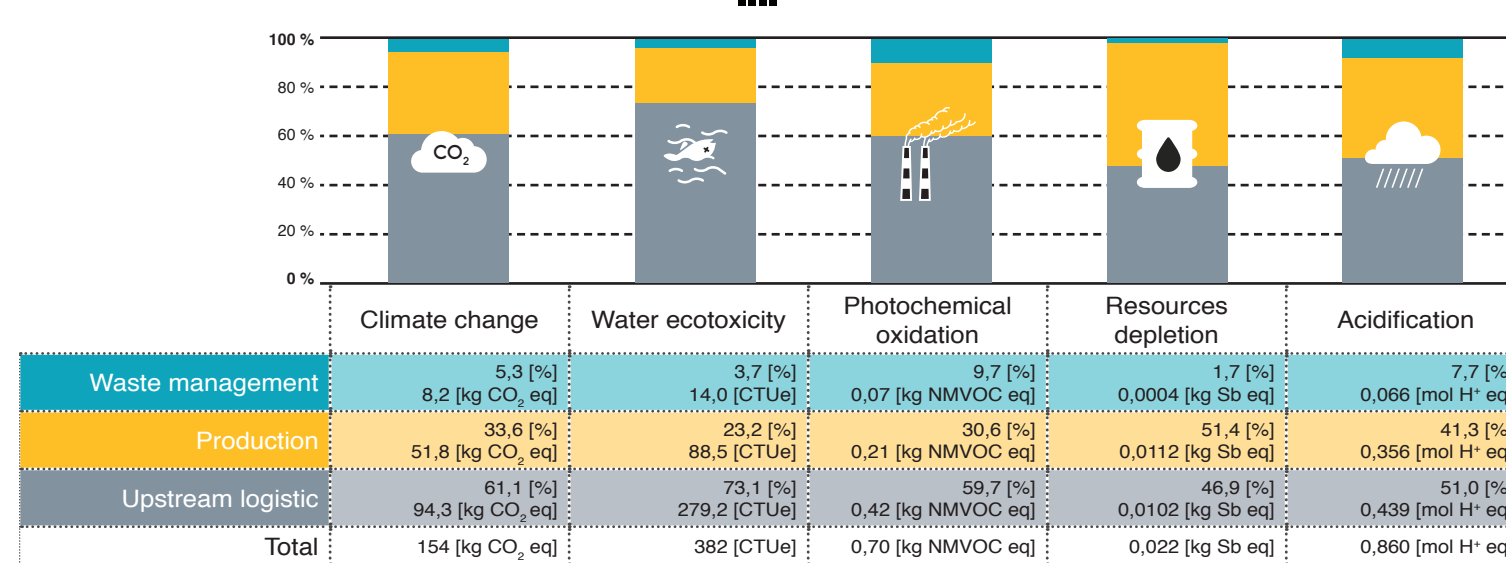
MAIN HYPOTHESIS \ HYPOTHÈSES PRINCIPALES

Our analysis is based on the following hypotheses: Notre analyse repose sur les hypothèses ci-dessous :



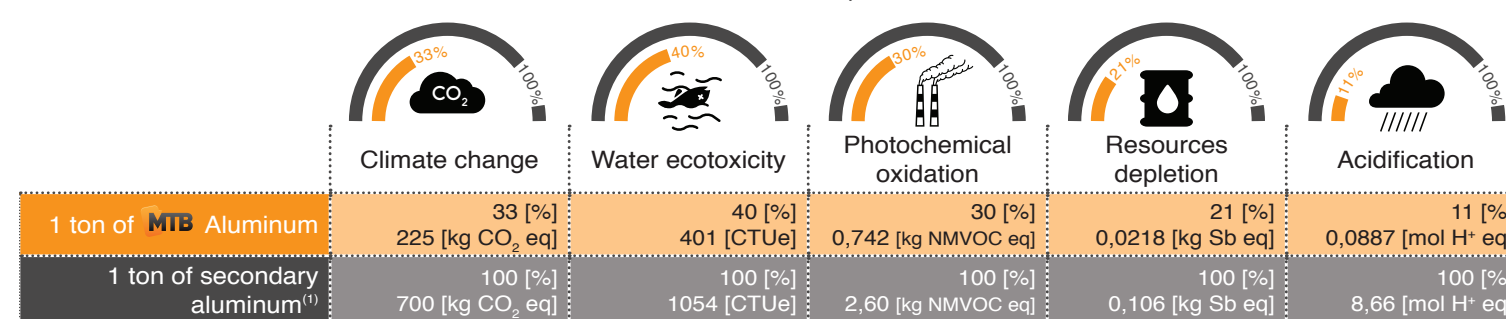
ÉTUDE D'IMPACT \ IMPACTS

MTB ALUMINUM CHARACTERIZATION \ CARACTÉRISATION DE L'ALUMINIUM MTB



ALUMINUM COMPARISON \ COMPARAISON DES ALUMINIUMS

The table below shows the values of the impacts from comparison between 2 aluminium: Le tableau ci-dessous présente les valeurs de l'étude d'impacts de la comparaison entre 2 aluminiums :



PRÉCISIONS \ MORE DETAILS

INTERPRETATIONS \ INTERPRÉTATIONS

- Upstream logistic is the main contributor in MTB system with an average impact of 35%⁽²⁾.
 - Thanks to the performance of MTB technologies for aluminum recycling, the environmental benefit is around 60%⁽²⁾ on the 11 indicators set.
 - MTB aluminum recycling allows impact reduction 96%⁽²⁾ compared to primary aluminum.
- ⁽²⁾ Average on the 11 indicators set without weighting.
- Dans le système MTB, le transport amont est le principal contributeur à hauteur de 35 %⁽²⁾ de l'impact.
 - Grâce à la performance des technologies MTB pour le recyclage de l'aluminium, le gain environnemental est en moyenne de 60 %⁽²⁾ sur les 11 indicateurs du set.
 - L'impact de l'aluminium MTB permet une réduction d'impact de 96 %⁽²⁾ par rapport à l'aluminium de première fusion.
- ⁽²⁾ Moyenne sur notre set de 11 indicateurs sans pondération.

LCA VERIFICATION \ VÉRIFICATION DE L'ACV

- LCA conducted by MTB internal experts and accompanied by EVEA. ACV conduite par des experts internes à MTB et accompagnée par EVEA.
- LCA conducted according to ISO 14040/14044 standards, critical review under progress. ACV conduite selon les normes ISO 14040/14044, en cours de revue critique.
- Full LCA report available for third-party upon request. Rapport ACV complet disponible sur demande pour les tierces-parties.
- Study financially backed by ADEME (Agency for Environment and energy efficiency) Étude soutenue financièrement par l'ADEME

REFERENCES \ RÉFÉRENCES

- Environmental assessment of aluminum recycling by MTB cold refining processes, published on March 2015. Évaluation environnementale de l'aluminium recyclé par les procédés d'affinage à froid MTB, mars 2015.
- ISO 14025: Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations, 2010. ISO 14025 : Marquages et déclarations environnementaux - Déclarations environnementales de Type III, 2010.
- LCI data from database Ecoinvent v3.1 and indicators from ILCD 2011 MidPoint+ v1.05/EU27 method. Données ICV issues de la BDD Ecoinvent v3.1 et indicateurs de la méthode ILCD 2011 MidPoint+ v1.05/EU27.
- Software data aggregation on SimaPro™ v8.0.4.30 Analyst. Agrégation des données sur SimaPro™ v8.0.4.30 Analyst.

GLOSSARY \ LEXIQUE

- Acidification:** release of substances into atmosphere, soil or water leading to potential acidification of air, soil and water. **Acidification :** Rejets de substances dans l'eau, l'atmosphère ou les sols pouvant conduire à l'acidification de l'air, du sol et de l'eau.
- Climate Change:** Release of greenhouse gas over the life cycle contributing to global warming, also called carbon footprint. **Pollution photochimique :** quantifie les émissions de gaz dans les couches inférieures de l'atmosphère, conduisant à la création d'ozone photochimique (nuage de pollution).
- Functional unit:** Quantified performance of a product system for use as a reference unit in LCA study. **ACV (Analyse de Cycle de Vie) :** Compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie.
- LCA (Life Cycle Assessment):** Compilation and assessment of inputs and outputs, as well as the potential environmental impacts of a system during its life cycle. **Water ecotoxicity:** indicate the Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTUe) that express the potential death of freshwater organisms. **Changement climatique :** Quantité de gaz à effet de serre rejeté durant le cycle de vie, aussi appelé empreinte carbone.
- Unité fonctionnelle :** Performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie.

BEST RECYCLING SOLUTIONS FOR CREATING THE FINEST RECYCLED MATERIALS

WWW.MTB.FR

**ANNEXE 9 GUIDE PRATIQUE SUR LES ÉTIQUETTES PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE
ISSUES DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DE L'ALUMINIUM**

CONSTRUCTION DES ÉTIQUETTES

MTB a souhaité documenter, au moyen de la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie (ACV), plusieurs solutions de production de l'aluminium.

Grâce à cette étude, les impacts environnementaux des procédés de recyclage MTB ont pu être quantifiés. Les résultats sont présentés sur le modèle des étiquettes énergie utilisée pour certains équipements électriques dans l'UE.

Cette représentation permet de comparer l'aluminium issu de différentes techniques de production en indiquant leur **niveau d'impact** en matière de consommation d'énergie, de déchets ou d'eau, d'émissions polluantes et du transport.

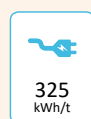
Il n'existe pas d'échelle normée pour l'affichage de l'empreinte environnementale de la production d'aluminium.

L'échelle retenue permet de répartir l'ensemble des solutions étudiées sur un éventail de classes allant de A++ à F.

\\ EXPLICATION DES PICTOGRAMMES COMMUNS AUX 4 ÉTIQUETTES



Volume d'eau utilisé directement par les procédés de transformation, exprimé en litre par tonne.



Consommation d'électricité utilisée directement par les procédés de transformation, exprimée en kWh par tonne.



Distance parcourue par les matières premières, exprimée en kilomètre équivalent camion.

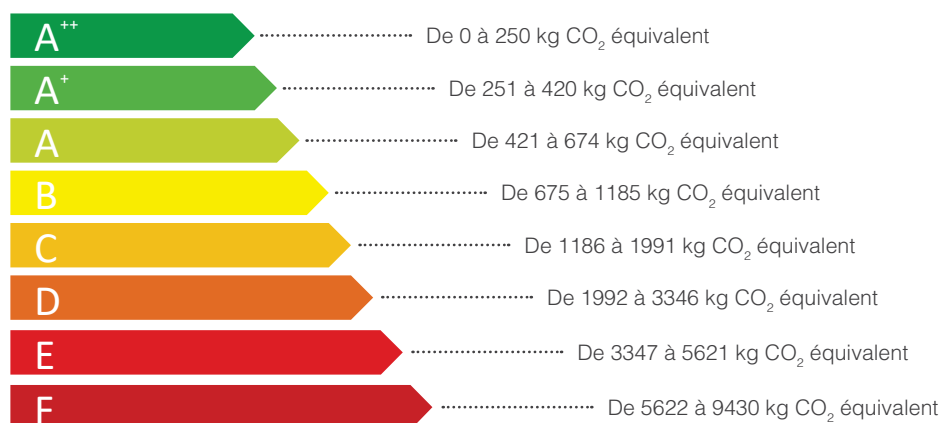


Émission de Gaz à Effet de serre, exprimé en masse équivalente CO₂.

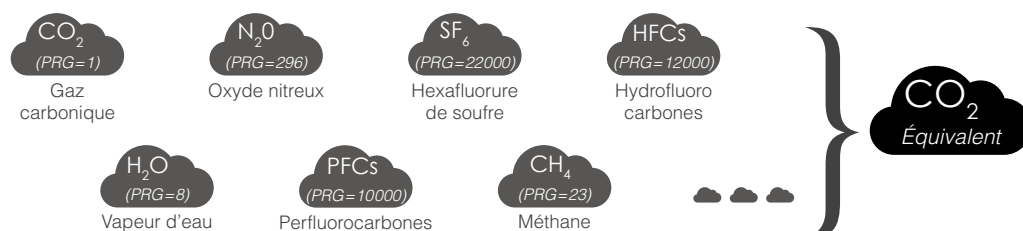
ÉCHELLE DES CLASSES DE NIVEAU D'IMPACT

L'échelle des classes de niveau d'impact suit une **répartition exponentielle** basée sur une suite géométrique de facteur 1,68 :

$$\begin{cases} u_0 = 250 \\ u_{n+1} = u_n \times k \end{cases} \quad \text{avec } k = 1,68$$



Tous les gaz à effet de serre n'ont pas le même Pouvoir de Réchauffement Global (PRG), c'est pourquoi une pondération est appliquée pour obtenir la valeur de l'équivalent CO₂ :



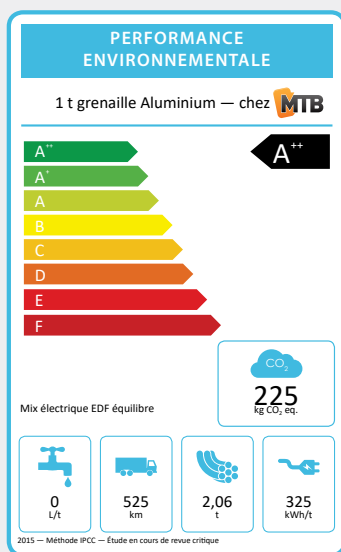
BON À SAVOIR

- ACV conduite selon les normes **ISO 14040** et **14044**, en cours de revue critique.
- ACV conduite par des experts internes à MTB et accompagnée par le cabinet **EVEA** de Lyon.
- Rapport ACV complet disponible sur demande pour les tierces-parties.
- Étude soutenue financièrement par l'**ADEME**.

BON À SAVOIR

- La méthode IPCC a été utilisée pour les calculs du niveau d'impact CO₂.
- **La méthode IPCC est reconnue comme la plus robuste selon le GIEC** (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur le Climat).
- Les autres niveaux d'impact sont issus de mesures sur site ou de la littérature.

- A la différence des valeurs affichant le CO₂ seul, le calcul du CO₂ équivalent permet de rendre compte des autres émissions de gaz à effets de serre.



Étiquette empreinte environnementale aluminium MTB

PERFORMANCE DE L'ALUMINIUM MTB

Pour les solutions de recyclage de l'aluminium MTB, il existe **2 modélisations** qui correspondent à 2 situations :

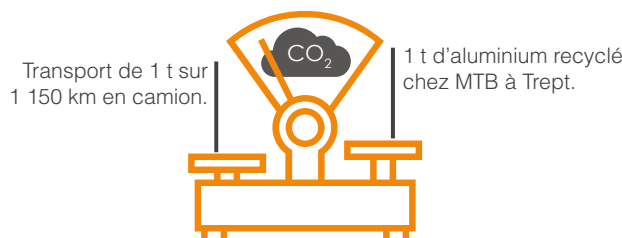
- La première correspond à l'aluminium produit chez MTB, c'est à dire avec toutes les particularités du site de recyclage de câbles de Trept (Isère, France).
- La seconde correspond à un modèle générique se rapportant à l'aluminium produit grâce aux machines MTB. Le mix électrique utilisé correspond au mix européen.



A⁺⁺ Niveau d'impact de l'aluminium produit par MTB à Trept.

A⁺ Niveau d'impact de l'aluminium recyclé par les procédés MTB.

Pour donner un ordre d'idée de l'**équivalence du niveau d'impact** sur l'indicateur CO₂, l'impact d'une tonne de grenaille recyclé chez MTB est comparable à 1 tonne transportée sur 1 150 km en camion :



\\ EXPLICATION DES PICTOGRAMMES SPÉCIFIQUES



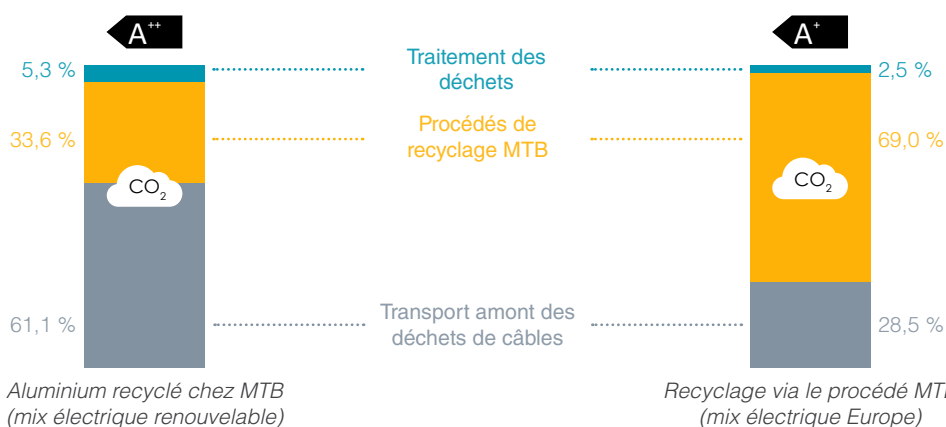
Masse en tonne de câbles nécessaires à la production d'une tonne de grenaille d'aluminium.



Distance moyenne en kilomètre exclusivement parcouru en camion pour le transport amont des déchets de câbles.

PRÉCISIONS SUR LA RÉPARTITION DE L'IMPACT

Pour l'aluminium MTB, la répartition de l'impact entre les différentes étapes du procédé est donnée ci-dessous :



- En fonction du mix électrique, le niveau d'impact des procédés de recyclage MTB passe du simple au double.
- On note que le transport est prépondérant jusqu'à 61 % pour l'aluminium MTB.
- La gestion des déchets plastiques représente environ 5 % du niveau d'impact.

BON À SAVOIR

• MTB achète uniquement de l'électricité garantie issue des **énergies renouvelables** pour son site de production de Trept.

Il s'agit quasi exclusivement d'**hydroélectricité** (99 % du mix électrique).

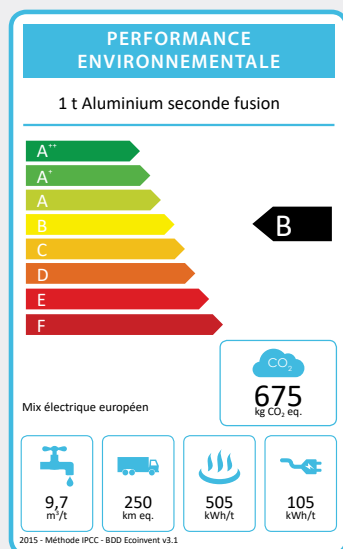
PERFORMANCE DE L'ALUMINIUM DE SECONDE FUSION

Le scénario seconde fusion repose sur le modèle standard d'affinage à chaud de l'aluminium. Cet affinage permet de séparer par densité relative les différents éléments d'alliages présents dans l'aluminium.

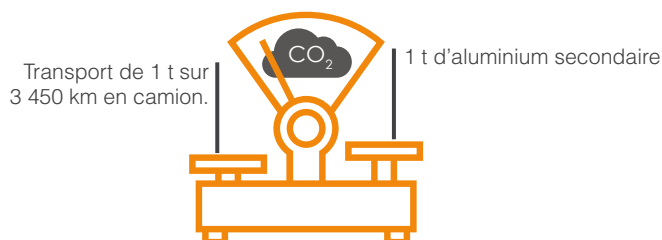
Afin de limiter au maximum les pertes de matière, la pureté de l'aluminium est proche de 97 %.

Les résultats sont issus d'une moyenne européenne des sites de production (150 sites représentatifs). L'étude a été conduite 2012 pour le compte de l'Association Européenne de l'Aluminium (EAA) et fournie dans la base de données Ecoinvent version 3.1.

Pour donner un ordre d'idée de l'**équivalence du niveau d'impact** sur l'indicateur CO₂, l'impact d'une tonne d'aluminium recyclé par fusion est comparable à 1 tonne transportée sur 3 450 km en camion :



Étiquette empreinte environnementale aluminium de seconde fusion



\\ EXPLICATION DES PICTOGRAMMES SPÉCIFIQUES

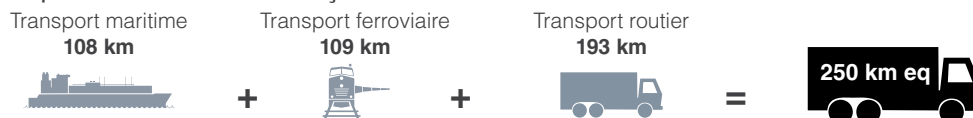


Énergie consommée pour la fusion de l'aluminium (majoritairement gaz et pétrole), exprimée en kWh par tonne.



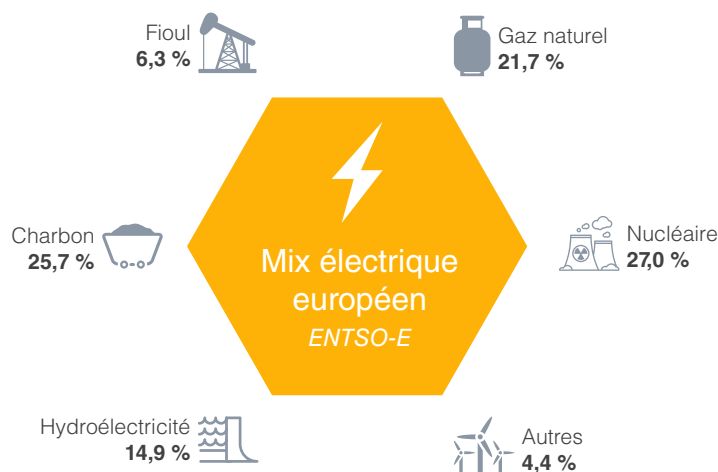
Distance moyenne parcourue par les déchets aluminium, convertie en kilomètre équivalent camion.

La distance de transport se base sur un équivalent km en camion, dans la réalité le transport est effectué de la façon suivante :



MIX ÉLECTRIQUE DE L'ALUMINIUM SECONDAIRE

Le **mix électrique** utilisé pour le recyclage de l'aluminium secondaire n'est pas équivalent au mix électrique de MTB. En effet, le mix électrique utilisé pour la modélisation repose sur la répartition européenne des différents sources de production. La répartition du mix électrique est présenté ci-dessous :



BON À SAVOIR

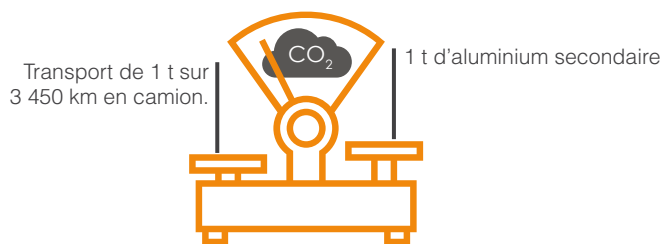
La **base de données Ecoinvent** fait actuellement consensus comme base de données de référence pour les études d'ACV en Europe.

PERFORMANCE DE L'ALUMINIUM PRIMAIRE

Le scénario primaire repose sur les techniques standard de production de l'aluminium par électrolyse. Le périmètre de l'étude englobe toutes les étapes de l'extraction minière à la coulée du lingot. L'aluminium obtenu à une pureté proche des 100 %.

Les résultats sont issus d'une moyenne européenne des sites de production (30 sites représentatifs). L'étude a été conduite 2010 pour le compte de l'Institut International de l'Aluminium (IIA) et fournie dans la base de données Ecoinvent version 3.1.

Pour donner un ordre d'idée de l'**équivalence du niveau d'impact** sur l'indicateur CO₂, l'impact d'une tonne d'aluminium recyclé par fusion est comparable à 1 tonne transportée sur 3 450 km en camion :



\\ EXPLICATION DES PICTOGRAMMES SPÉCIFIQUES

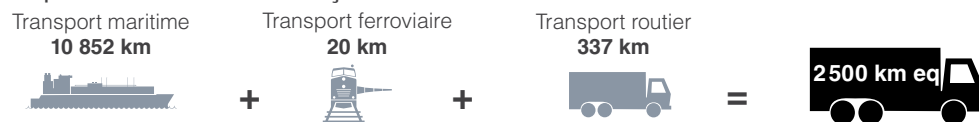


Quantité de Bauxite nécessaire à la production d'environ 2 tonnes d'alumine puis 1 tonne d'aluminium par électrolyse.



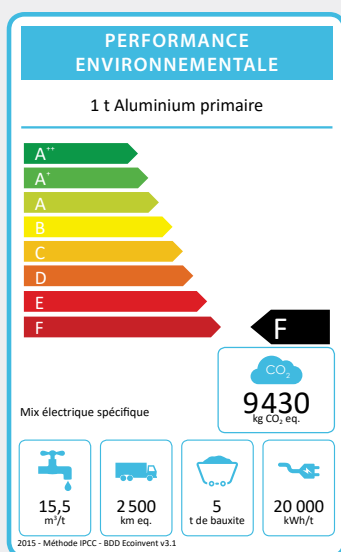
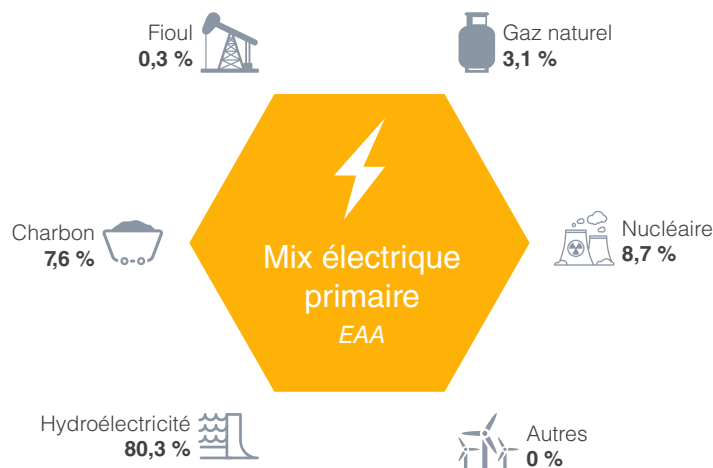
Distance moyenne parcourue par la bauxite et l'alumine, convertie en kilomètre équivalent camion.

La distance de transport se base sur un équivalent km en camion, dans la réalité le transport est effectué de la façon suivante :



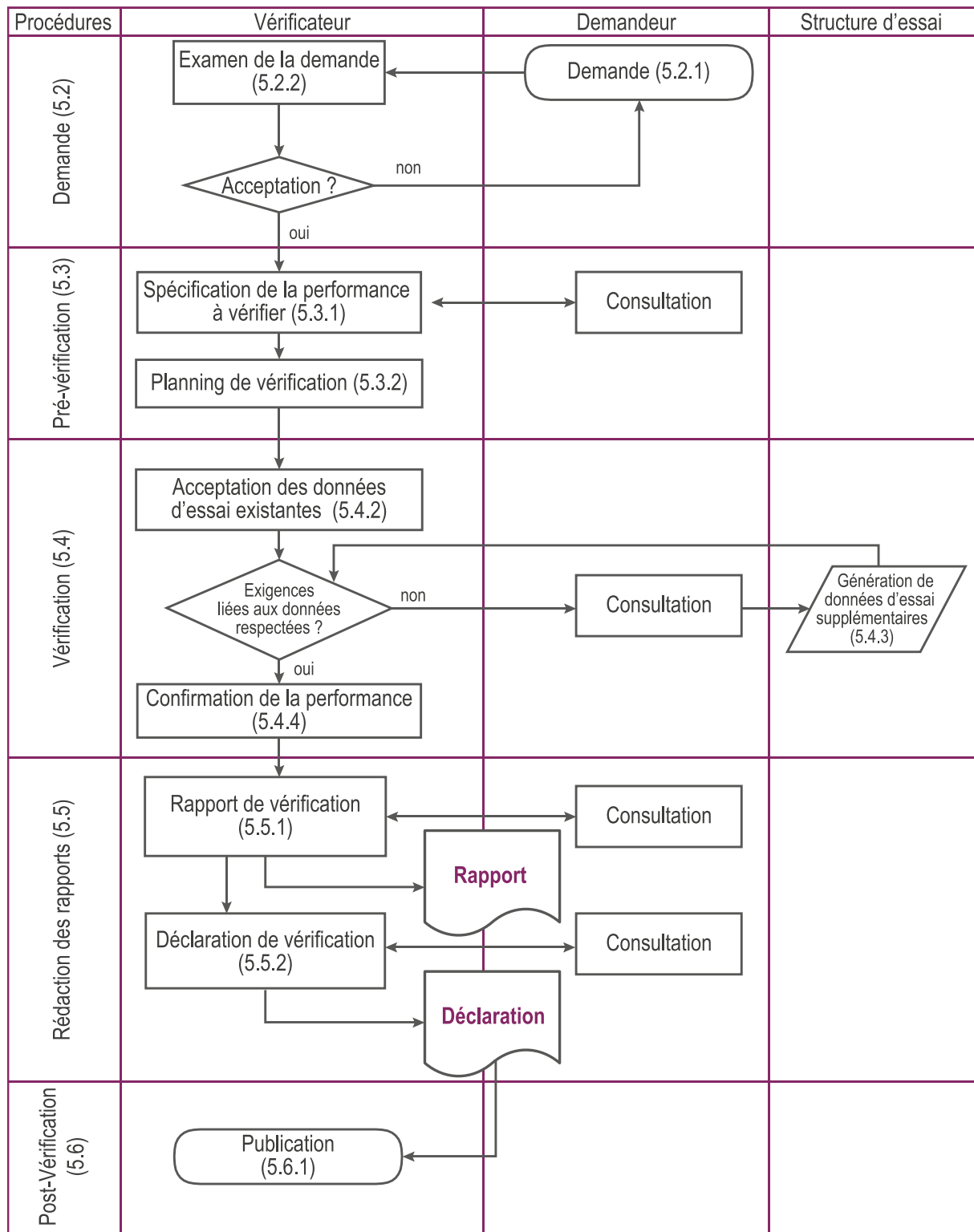
MIX ÉLECTRIQUE DE L'ALUMINIUM SECONDAIRE

L'industrie de l'aluminium primaire utilise un **mix électrique** spécifique. Ce mix est largement issu des énergies renouvelables en lien avec les lieux de production de l'aluminium primaire (Islande, Scandinavie, etc.). La répartition du mix électrique est présenté ci-dessous :



Étiquette empreinte environnementale aluminium primaire

ANNEXE 10 RÉCAPITULATIF DU PROCESSUS DE VÉRIFICATION DES TECHNOLOGIES ENVIRONNEMENTALES, EXTRAIT DE L'ANNEXE B DE LA NORME ISO 14034 (ISO, 2016B)



ANNEXE 11 PRÉSENTATION DES PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES DANS LE CADRE DE LA THÈSE

CHAPITRE DE LIVRE

Grimaud G, Perry N and Laratte B. **Sustainability Performance Evaluation for Selecting the Best Recycling Pathway During Its Design Phase.** In Designing Sustainable Technologies, Product and Policies. Luxembourg: Springer International Publishing, 2018, p. 11–20. https://doi.org/10.1007/978-3-319-66981-6_2

ARTICLES SCIENTIFIQUES

ARTICLES PUBLIÉS

Horta Arduin R., Grimaud G., Martínez Leal J., Pompidou S., Charbuillet C., Laratte B., Alix T., Perry N. **Influence of scope definition in recycling rate calculation for European e-waste extended producer responsibility.** Waste Management, 2019. p. 256-268. Disponible sur : <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.002>

Grimaud G., Laratte B. and Perry N. **To Transport Waste or Transport Recycling Plant: Insights from Life-Cycle Analysis.** Matériaux & Techniques, 2018 p. 1-13. <https://doi.org/10.1051/mattech/2018016>

Grimaud G., Perry N. and Laratte B. **Development of an Evaluation Tool for Engineering Sustainable Recycling Pathways.** In Procedia CIRP, 2018, p. 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.023>

Grimaud G., Perry N. and Laratte B. **Aluminium cables recycling process: Environmental impacts identification and reduction.** In Resources Conservation and Recycling, November 2017, p. 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.010>

Grimaud G., Perry N. and Laratte B. **Decision Support Methodology for Designing Sustainable Recycling Process Based on ETV Standards.** In Procedia Manufacturing, Volume 7, 2017, p. 72-78. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2016.12.020>

Grimaud G, Perry N and Laratte B. **Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables.** In Procedia CIRP, Volume 48, 2016, p. 212-218. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.097>

R. Pommier, G. Grimaud, M. Prinçaud, N. Perry, and G. Sonnemann. **Comparative environmental life cycle assessment of materials in wooden boat ecodesign.** International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 21, 2016, p. 265–275. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1009-1>

R. Pommier, G. Grimaud, M. Prinçaud, N. Perry, and G. Sonnemann. **LCA (Life Cycle Assessment) of EVP – engineering veneer product: plywood glued using a vacuum moulding technology from green veneers**. Journal of Cleaner Production, vol. 124, 2016, p. 383–394. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.130>

ARTICLES SOUMIS

Grimaud G., Perry N. and Laratte B. **Intégration des performances environnementales dans la conception des systèmes de recyclage pilotée par l'économie circulaire**. In Presse des Mines, 2018, p. 1-8.

CONFÉRENCES SCIENTIFIQUES

Evaluation Tool for Engineering Sustainable Recycling Pathways: a Case Study. 13th Biennial International Conference on EcoBalance. Tokyo, Japan: October 2018.

Intégration des performances environnementales dans la conception des systèmes de recyclage pilotée par l'économie circulaire. Atelier thématique Annuel Réseau EcoSD. Paris, France : October 2018.

Development of an Evaluation Tool for Engineering Sustainable Recycling Pathways. Life Cycle Engineering Conference (LCE). Copenhagen, Danemark: May 2018.

Scope Definition Effects on End-of-Life Chain Performance Assessment: Recycling Rate and French E-Waste Chain Case Study. 10th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing. Tainan, Taiwan: November 2017.

How to Develop Indicators to Assess the Sustainability of Recycling Processes? 10th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing. Tainan, Taiwan: November 2017.

Decision Support Methodology for Designing Efficient and Sustainable Recycling Pathways. World Resources Forum (WRF 17). Geneva, Switzerland: October 2017.

Sustainability performance evaluation for selecting the Best Recycling Pathway During its Design Phase. Life Cycle Management Conference (LCM 17). Luxembourg: September 2017.

To Transport Waste or Transport Recycling Plant: Insights from Life-Cycle Analysis. Society And Materials International Conference (SAM 11). Trondheim, Norway: May 2017.

Évaluation de la Performance Technique des Scénarios de Recyclage durant la Conception. Congrès AIP Primeca 2017 : Écoconception, économie circulaire et soutenabilité des systèmes. La Plagne, France : April 2017.

Analyse de Cycle de Vie du Recyclage de l'Aluminium : Étude de Cas des Câbles. 5^e Congrès [avniR]. Lille, France: November 2016.

BLUBOX: the Technology for the Recycling of Flat Panel Displays and Lamps. Symposium on ecofriendly recycling technologies of end-of-life flat panel display. Seoul, Korea: November 2016.

Reducing Environmental Impacts of Aluminium Recycling Process Using Life Cycle Assessment. 12th Biennial International Conference on EcoBalance. Kyoto, Japan: October 2016.

Life Cycle Assessment of Aluminium Recycling Process: Case of Shredder Cables. Life Cycle Engineering Conference (LCE). Berlin, Germany: May 2016.

ENSEIGNEMENT

NIVEAU FORMATION DOCTORALE

Recyclage des déchets complexes et stratégie de conception pour le recyclage. Design for 3R (Recycling, Remanufacturing and Reuse), formation doctorale du réseau EcoSD. Cours de 4 heures enseigné à l'automne 2018.

NIVEAU MASTER ET INGÉNIEUR

Les recycleurs dans les stratégies d'écologie industrielle et territoriale. Option 2EIT : Ecotechnologies et Ecologie Industrielle et Territoriale, cursus ingénieur à l'INSA de Lyon. Cours de 4 heures enseigné à l'automne 2018.

Déchets Électroniques : comment récupérer la valeur matière. Unité de valeur EV12 : Écoconception, technologies propres et recyclage, cursus ingénieur de l'Université de technologie de Troyes (UTT). Cours de 4 heures enseigné à l'automne 2015, 2016, 2017 et 2018.

Metals waste recycling: Effective solutions to reduce their amount. Mastère Spécialisé International Environmental Management (ENVIM) de l'ISIGE Mines ParisTech. Cours de 4 heures enseigné à l'automne 2016, 2017 et 2018.

Écoconception appliquée au domaine du recyclage. Unité de valeur EC01 : Démarche d'éco-conception, cursus Master Ingénierie et Management de l'Environnement et du Développement Durable (IMEDD) de l'Université de technologie de Troyes (UTT). Cours de 4 heures enseigné à l'automne 2018.

NIVEAU BACHELOR

La propriété Intellectuelle : un ensemble d'outils pour protéger la R&D. Formation d'Ingénieur en Technologie pour l'Europe (FITE) d'Arts et Métiers ParisTech (ENSAM) – campus de Bordeaux-Talence. Cours de 8 heures, enseigné à l'automne 2017.

CONCEPTION DES SCÉNARIOS DE RECYCLAGE PILOTÉE PAR L'ÉVALUATION DES PERFORMANCES DES PROCÉDÉS

RÉSUMÉ : La planète se trouve dans un état de dégradation des écosystèmes, d'épuisement des ressources, de tension démographique et d'urgence climatique particulièrement préoccupant. Le découplage de la consommation de matières premières avec l'activité économique est indispensable. En réduisant la pression sur la raréfaction des matières premières, l'économie circulaire peut participer à la lutte contre le dérèglement climatique. Bien que le recyclage ne puisse solutionner seul l'épuisement des ressources, il est indispensable de mettre en œuvre des solutions pour régénérer les matières présentes dans nos déchets. Or l'organisation actuelle de la filière de fin de vie ne semble pas répondre aux besoins de l'économie-monde. Le premier challenge pour déployer des solutions de recyclage en économie circulaire repose sur l'évaluation de la performance des scénarios de recyclage. La méthodologie proposée repose sur plusieurs outils d'analyse : analyse de flux de matières (MFA), Analyse de Cycle de Vie (ACV) et Analyse de coûts (LCC) dans un cadre technique de référence basé sur l'évaluation des écotechnologies (ETV). Ce travail s'applique en partenariat avec la société MTB. Trois axes de performances ont été retenus : technique, économique et environnemental. Cette évaluation multicritère, intégrée dans la démarche de conception de MTB, permet une communication sous la forme d'indicateurs clés de performances (KPI). Ces indicateurs supplémentaires permettent de quantifier rapidement l'éco-efficacité d'un scénario, pour accompagner la prise de décisions des concepteurs lors de la construction de l'offre et du développement des scénarios de recyclage.

Mots clés : Recyclage ; Analyse de flux de matières ; Méthode d'évaluation environnementale ; Analyse de Cycle de Vie ; économie circulaire ; écotechnologies.

DESIGN OF RECYCLING PATHWAYS DRIVEN BY THE EVALUATION OF PROCESS PERFORMANCE

ABSTRACT: The planet is in a particularly worrying state of degradation of ecosystems, depletion of resources, demographic tension and a climate emergency. The decoupling of the consumption of raw materials with economic activity is a relevant action lever. By reducing the pressure on the scarcity of raw materials, the circular economy can participate in the fight against climate change. Although recycling alone cannot solve resource depletion, it is essential to implement solutions to regenerate the materials present in our waste. However, the current organization of the end-of-life sector does not seem to meet the needs of the world economy. The first challenge in deploying recycling solutions in the circular economy is based on evaluating the performance of recycling scenarios. The proposed methodology is based on several analytical tools: Material Flow Analysis (MFA), Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cost Costing (LCC) in a technical reference framework based on the evaluation of environmental technologies (ETV). This work applies in partnership with the company MTB. Three performance axes were chosen: technical, economic and environmental. This multi-criteria assessment, integrated into the MTB design process, allows communication in the form of key performance indicators (KPI). By providing additional performance indicators it is possible to quickly quantify the eco-efficiency, to support decision-making by designers during the development of the recycling pathway.

Keywords: Recycling, Material Flow Analysis, Environmental Assessment, Life Cycle Analysis, Circular Economy, Ecotechnology.