

RAPPORT D'ÉTUDE

Controverses minières

Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales

VOLET 2

Tome 3 · Mine secondaire et recyclage



Avril 2024

► L'association SystExt

SystExt pour « Systèmes extractifs et Environnements » est une association de solidarité internationale, née en 2009 au sein de la fédération Ingénieurs sans frontières (ISF) France. L'association se donne pour objectif d'obtenir la transparence et la démocratisation des enjeux associés aux filières minérales. Elle se concentre sur l'industrie minière et ses impacts humains, sanitaires, sociaux et environnementaux. La spécificité de SystExt réside dans le fait que ses membres soient des professionnels du secteur, ou confrontés à ce secteur dans l'exercice de leur métier. Ses missions s'organisent autour de quatre champs d'action : veille citoyenne, accompagnement de la société civile, sensibilisation, formation et expertise.

► Illustrations page de couverture

1. Mine de charbon de Hambach, Allemagne | Clemens Vasters · 2019 · cc by 2.0 ▪ 2. Usine de traitement de nickel de Doniambo, Nouvelle-Calédonie | Tim Waters · 2003 · cc by-nc-nd 2.0 ▪ 3. Digue de résidus miniers, mine de molybdène de Thompson Creek, Idaho, États-Unis | © Ecoflight ▪ 4. Déversement de résidus miniers dans la baie de Calancan, mine d'or de Marcopper, Philippines | © Catherine Coumans, MiningWatch Canada ▪ 5. Ancienne mine de cuivre-or de Rio Tinto, Espagne | SystExt · 2012 · cc by-nc-sa 3.0 ▪ 6. Fumeur noir à 3 000 m de profondeur au niveau de la dorsale médio-atlantique | MARUM – Zentrum für Marine Umweltwissenschaften, Universität Bremen · 2015 · cc by 4.0 ▪ 7. Cathodes de cuivre en Zambie | Merlin · 1999 · cc by-nc 2.0 ▪ 8. Déchets électroniques dans une installation de traitement à Kigali, Rwanda | Rwanda Green Fund · 2017 · cc by-nd 2.0

► Crédits des contenus de ce rapport (sauf si précisé¹)



SystExt · avril 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed
Attribution - Pas d'utilisation commerciale - Partage dans les mêmes conditions 4.0 International. [Lien.](#)

¹ En particulier, les figures tirées, adaptées et/ou modifiées de ou d'après les auteurs cités ne relèvent pas de ce crédit. Il en est de même pour les citations issues des auteurs.

SYNTHÈSE

Les organisations internationales, nationales ou régionales recommandent fréquemment de prioriser la mine secondaire (valorisation des ressources métalliques contenues dans les produits mis au rebut) par rapport à la mine primaire (valorisation des ressources métalliques contenues dans les minerais). Dans ce cadre, la mine secondaire et les concepts associés sont régulièrement présentés comme un modèle alternatif permettant de maintenir les paradigmes socio-économiques actuels tout en réduisant la consommation de ressources et l'empreinte environnementale associée. Le présent tome évalue cette assertion à la lumière des **réalités des filières secondaires** (réutilisation, refabrication et recyclage) **et des mesures de gestion des déchets** (hiérarchie des R, incluant la réduction). L'efficacité de ces filières et mesures en termes de réduction des impacts environnementaux et en termes de « circularité » est analysée afin de discuter le bien-fondé de leur priorisation par rapport à la mine primaire. Cette étude décrit également les facteurs techniques et économiques qui expliquent pourquoi l'offre secondaire est actuellement insuffisante pour répondre à la demande métallique et met en exergue les **leviers qui pourraient être activés afin que** cette dernière tendance soit inversée à l'avenir, c'est-à-dire que **la mine secondaire représente une part substantielle de la production métallique**.

Les déchets métalliques constituent un gisement complexe et difficile à valoriser

De façon générale, le modèle de production privilégié à l'international conduit à une accumulation de produits, dont le renouvellement est permis par des relais technologiques réguliers. Parallèlement, la durée de vie des produits ne cesse de décroître, principalement sous l'effet d'obsolescences programmée et fonctionnelle élevées. Dans ce contexte, les concepteurs de produits cherchent continuellement à améliorer les performances et la fiabilité de leurs produits et à créer de nouveaux produits pour de nouvelles applications, tout en augmentant les rendements de production et en diminuant les coûts. Ces tendances économiques et technologiques conduisent à une **complexification de la composition des produits** qui se traduit par une association de nombreux composants et matériaux, la sollicitation de plusieurs dizaines de substances (presque tous les éléments chimiques stables), le développement d'alliages de plus en plus sophistiqués, et la multiplication de matériaux complexes tels que les matériaux composites métaux-plastiques et les matrices dopées. **Le gisement secondaire intègre ainsi des quantités grandissantes de produits constamment renouvelés, présentant des compositions matérielles particulièrement variées et complexes, ce qui limite nécessairement les possibilités de réutilisation, de refabrication et de recyclage.**

Le recyclage consiste à traiter les produits ou les composants en fin de vie pour récupérer les matériaux (voire les substances) contenus, en les réintégrant dans le système productif. Il ne se résume pas à un procédé spécifique, mais regroupe un ensemble d'activités portant sur de nombreuses catégories de déchets et de nombreuses filières métalliques, qui s'organisent selon trois étapes : la collecte, le prétraitement et le traitement. Ces étapes sont contraintes par une **offre de déchets qui s'avère complexe et fluctuante**, en raison de trois phénomènes : la complexification du gisement secondaire susmentionnée, l'absence d'effet d'échelle et la dispersion géographique des déchets. Étant donné que les choix techniques et technologiques sont prioritairement déterminés selon des critères économiques, **les processus de recyclage se concentrent sur certains métaux** (fer, aluminium, cuivre, plomb et zinc en priorité) **et sur certaines méthodes** : cisailage-broyage et séparation magnétique pour le prétraitement, pyrométallurgie pour le traitement.

Dans ce cadre, **les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) constituent une catégorie de déchets particulièrement problématique**. En effet, il s'agit du type de déchets qui croît le plus rapidement dans le monde – selon des taux de croissance particulièrement alarmants – et qui présente la plus grande complexité matérielle. La principale méthode de gestion des DEEE est la mise en décharge (et l'incinération dans une moindre mesure) et leur traitement à l'échelle industrielle se fait principalement par voie pyrométallurgique, en priorisant la récupération du cuivre et des métaux précieux.

La récupération des métaux est réduite, voire impossible

À l'échelle internationale, **les principaux taux de recyclage** – le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et le taux d'incorporation de recyclés (RC) – **sont généralement faibles** pour les 60 métaux. Les métaux ferreux et non ferreux présentent des taux moyens et la plupart des métaux de spécialité ne sont pas ou quasiment pas recyclés (il n'existe d'ailleurs toujours pas de technologie de recyclage pour la plupart d'entre eux), seuls les métaux précieux font exception.

Tout au long du cycle de vie des métaux, quatre principaux types de pertes peuvent se produire : **les pertes de matériau, les pertes par dissipation, les pertes de propriété et les pertes par dilution**. La phase de production et celle de gestion des déchets contribuent le plus à ces pertes, ce qui souligne que la récupération des métaux (tant depuis les ressources primaires que depuis les ressources secondaires) présente un haut degré d'inefficacité dans le modèle productif actuel. En synthèse, le cycle de vie du métal s'apparente le plus souvent à une **succession de pertes de matière et d'énergie, assujetties à des limites physiques et thermodynamiques**. Du fait de ces limites, **la « fermeture de la boucle » est impossible**.

Les mesures de gestion des déchets représentent toutes les mesures visant à limiter les impacts environnementaux de la production métallique et à augmenter la « circularité » des filières associées. Elles sont traditionnellement organisées en hiérarchies des R, la plus citée étant la hiérarchie des 3R (réduire, réutiliser, recycler) et la plus détaillée étant la hiérarchie des 10R (refuser, repenser, réduire, réutiliser, réparer, remettre à neuf, refabriquer, reconvertir, recycler, récupérer). Les stratégies R01 (refuser) à R08 (reconvertir) se caractérisent par une **efficacité élevée d'un point de vue environnemental**, en termes notamment de diminution des quantités de ressources et d'énergie, de limitation des substances dangereuses et toxiques, d'optimisation des étapes du processus de recyclage, et de réduction des quantités de ferrailles ultimes. Ces considérations s'avèrent cependant relayées au second plan, au profit des considérations d'ordre économique. La hiérarchie des R ne peut pas conduire à une réduction significative des impacts environnementaux et à une augmentation efficace de la circularité, si des stratégies sont mises en œuvre de façon isolée et/ou sans que les stratégies précédentes aient été pleinement éprouvées. Or, dans les faits, **non seulement les hiérarchies des R ne sont pas mises en œuvre de façon itérative, mais elles sont aussi détournées vers la seule priorisation du recyclage (R09)**.

Les modèles socio-économiques actuels favorisent une « linéarité métallique »

Au regard des conséquences environnementales majeures des filières primaires, largement connues et documentées, et de l'insuffisance des démarches relevant de la responsabilité sociale des entreprises (RSE) visant à les réduire, **toute action permettant de limiter le recours aux matières premières minérales primaires présente nécessairement un intérêt environnemental**. En ce sens, les stratégies R01 (refuser) à R03 (réduire) constituent les leviers les plus efficaces. Par rapport aux filières primaires, les filières secondaires génèrent des quantités largement inférieures de déchets (solides, liquides et gazeux) et d'émissions de gaz à effet de serre, et utilisent des quantités d'eau et d'énergie réduites, voire négligeables.

SystExt considère ainsi que **la mine secondaire reste préférable à la mine primaire** compte tenu de l'intérêt environnemental majeur des stratégies de gestion des déchets, y compris du recyclage, par rapport à la production primaire.

Le recyclage d'un métal est d'abord déterminé par sa valeur monétaire, par le rapport entre sa concentration dans la source secondaire et celle dans les sources primaires, puis par sa forme dans les déchets. Cela s'explique par le fait que la concentration est directement liée à l'effort énergétique requis pour le recyclage du métal, qui est, à son tour, lié aux coûts. Par conséquent, les déchets métalliques ne seront recyclés que si des infrastructures appropriées existent, depuis la collecte jusqu'au traitement. Le manque d'infrastructures appropriées – en particulier dans certains pays dits « développés » – et la valeur des métaux (et donc la nécessité de réduire les coûts de recyclage) conduisent ainsi, le plus souvent, à l'exportation des déchets et des ferrailles. **Le commerce international des ferrailles joue ainsi un rôle central dans la répartition des ferrailles et constitue un moteur essentiel des filières de recyclage, puisqu'il permet à ces filières d'être économiquement rentables.**

Les principaux facteurs qui relient la consommation métallique à la production primaire et à la production secondaire sont le taux de croissance annuelle de la consommation du métal (α), le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), et le temps de séjour du métal dans l'économie (RT). Le taux de croissance α est le facteur prépondérant : plus ce taux est faible, plus la production secondaire peut constituer une part importante de la demande métallique, et inversement. Aussi, en contexte de croissance, le recyclage n'induit donc qu'un « décalage dans le temps ». **La demande métallique, qui connaît une croissance exponentielle depuis le milieu du 20^e siècle, neutralise donc l'offre secondaire.**

L'économie circulaire est un concept controversé aux contributions incertaines. Dans les faits, elle se réfère principalement aux avantages économiques que peuvent apporter la diminution de la consommation de métaux ou d'énergie, ou encore l'évitement des déchets. De façon générale, les approches relatives à l'économie circulaire priorisent explicitement les enjeux économiques, par rapport aux enjeux environnementaux, sociaux ou culturels. Il en résulte un paradoxe : **ce concept ne peut pas répondre aux objectifs qu'il se fixe en termes de « durabilité » puisqu'il priorise des enjeux économiques qui sont le plus souvent incompatibles avec ces objectifs.** De plus, l'économie circulaire n'aborde pas les tensions entre les limites biophysiques et la croissance (au regard des flux de matière et d'énergie, en particulier), ni les limites associées à la croissance économique.

Il est indispensable de prioriser les filières secondaires

L'identification et la mise en œuvre de mesures permettant de réduire efficacement les impacts des filières métalliques sont contraintes par un manque de données à toutes les phases du cycle de vie des métaux, en particulier sur la composition des produits, sur les usages qui sont faits des métaux, sur les ferrailles et sur les filières secondaires. Il est donc nécessaire de **rendre publiques et accessibles toutes les informations associées.**

L'**inversion des tendances d'accumulation matérielle** apparaît comme la mesure à mettre en œuvre en priorité pour réduire efficacement les impacts des filières métalliques. Elle peut notamment être réalisée par le développement des systèmes produits-services (PSS), en particulier de la catégorie des services axés sur les résultats. Afin de réduire ces impacts, une conception sobre doit également instaurée.

Ce concept regroupe plusieurs mesures, parmi lesquelles : (1) l'**amélioration de la fabrication et de la manufacture** (minimisation de la quantité de matériaux utilisés et réduction des pertes de rendement) ; (2) la **simplification de la composition de tous les produits** (mise en œuvre systématique de la conception visant la simplicité [DfS], incluant la minimisation du nombre de métaux et d'alliages ainsi que l'interdiction de substances dangereuses et toxiques) ; (3) la **conception de produits pouvant être réutilisés, refabriqués ou recyclés** (restriction des usages dispersifs et dissipatifs, mise en œuvre de la conception visant le désassemblage [DfD] et de la conception visant le recyclage [DfR]).

Le développement des filières secondaires requiert de **replacer la réutilisation et la refabrication au cœur de la gestion des produits en fin de vie**. Pour y parvenir, il est nécessaire d'allonger la durée de vie des produits en luttant contre l'obsolescence programmée et contre l'électronisation croissante, et en imposant des durées de vie des produits minimales. SystExt recommande de **soutenir massivement ces filières en termes logistiques et financiers** (y compris par des financements publics) et de pénaliser financièrement le remplacement par rapport à la réparation. Par ailleurs, il est indispensable d'**instaurer des filières de recyclage robustes**, en mettant en place des filières de collecte efficaces, en limitant les pertes et les mélanges de ferrailles lors du prétraitement et en augmentant les capacités de traitement.

Enfin, **compte tenu des limites insolubles associées au concept d'économie circulaire et du caractère intrinsèquement linéaire et intrinsèquement insoutenable des modèles socio-économiques actuels, SystExt préconise l'abandon du concept « d'économie circulaire » au profit de la minimisation des impacts des filières métalliques.**

SOMMAIRE

SYNTHÈSE	3
1. Introduction.....	9
1.1. Origine et objectifs de l'étude	9
1.1.1. Origine de l'étude	9
1.1.2. Principaux résultats du Volet 1	10
1.1.3. Objectifs du Volet 2	11
1.2. Approche méthodologique et limites associées	13
1.3. Contexte du sujet traité	15
2. Les déchets métalliques constituent un gisement complexe et difficile à valoriser	17
2.1. Du métal au déchet métallique	17
2.1.1. Catégorisation des métaux	17
2.1.2. Cycle de vie des métaux	19
2.1.3. Catégorisation des déchets métalliques.....	25
2.2. Gisement secondaire de plus en plus complexe.....	30
2.2.1. Évolution continue du gisement secondaire	30
2.2.2. Complexification des produits et dispersion métallique	36
2.2.3. Différents types de stocks	43
2.3. Du déchet métallique au métal	46
2.3.1. Transformation en trois étapes.....	47
2.3.2. Complexité des filières de recyclage.....	57
2.3.3. Recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)	66
3. La récupération des métaux est réduite, voire impossible	74
3.1. Recyclage des métaux hétérogène et insuffisant	74
3.1.1. Principaux indicateurs du recyclage.....	74
3.1.2. Taux de recyclage faibles et disparités entre les métaux.....	78
3.2. Succession de pertes de matière et de pertes d'énergie	84
3.2.1. Quatre principaux types de pertes	84
3.2.2. Pertes de matière et d'énergie tout au long du cycle de vie des métaux	97
3.2.3. « Fermeture de la boucle » impossible	105
3.3. Restriction des mesures de gestion des déchets.....	110
3.3.1. Hiérarchie des 10R et stratégies associées	110
3.3.2. Réduire	113
3.3.3. Réutiliser	129
3.3.4. Détournement de la hiérarchie des mesures	132

4. Les modèles socio-économiques actuels favorisent une « linéarité métallique ».....	136
4.1. Filières secondaires efficaces mais non compétitives.....	136
4.1.1. Intérêt environnemental majeur des stratégies de gestion des déchets.....	136
4.1.2. Valorisation du gisement secondaire déterminée par la teneur et le prix.....	145
4.1.3. Freins au développement des filières secondaires.....	152
4.2. Demande exponentielle neutralisant l'offre secondaire.....	163
4.3. Analyse critique du concept d'économie circulaire.....	168
4.3.1. Concept mal défini et controversé.....	168
4.3.2. Priorisation de « l'économie » sur le « circulaire ».....	170
4.3.3. Nécessité d'abolir certains mythes associés à l'économie circulaire.....	173
5. Il est indispensable de prioriser les filières secondaires.....	178
5.1. Pour des modes de production soutenables.....	178
5.1.1. Inverser les tendances d'accumulation matérielle.....	178
5.1.2. Assurer une traçabilité stricte sur l'ensemble du cycle de vie des métaux.....	179
5.1.3. Instaurer des conceptions sobres.....	181
5.2. Pour des filières secondaires permettant de minimiser les impacts.....	188
5.2.1. Replacer la réutilisation et la refabrication au cœur de la gestion des produits en fin de vie.....	188
5.2.2. Développer des filières de recyclage robustes.....	190
5.2.3. Prioriser la minimisation des impacts des filières métalliques.....	193
ANNEXES.....	197
BIBLIOGRAPHIE.....	209

1. Introduction

1.1. Origine et objectifs de l'étude

1.1.1. Origine de l'étude

Entre 2018 et 2021, SystExt et le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ont rédigé puis défendu la **résolution « Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité »** (UICN, 2021). Celle-ci fut adoptée lors du Congrès mondial de l'UICN en septembre 2021 à la quasi-unanimité : par 94,2 % des représentants étatiques et par 99,5 % des représentants de la société civile². Cette résolution appelle les États à : (1) réglementer plus efficacement les activités minières ; (2) réduire la consommation de ressources primaires et prioriser la récupération, la réutilisation et le recyclage ; (3) appliquer l'approche de précaution à la gestion des risques et faire cesser les pratiques menaçant l'homme et la nature en matière de gestion de déchets miniers et d'utilisation de produits chimiques dangereux ; (4) mettre en place des plans d'approvisionnement ainsi que des plans de transition visant à réduire la demande en matériaux primaires (*voir quatre des huit recommandations dans la citation ci-dessous*) (UICN, 2021).

[...]

3. RECOMMANDE une consommation réduite des ressources primaires.

4. DEMANDE aux gouvernements et aux industries de prioriser et d'adopter des alternatives pour la prospection et l'extraction de matériaux bruts vierges, et de **donner la priorité à la récupération des ressources, à la réutilisation et au recyclage des minéraux comme sources d'approvisionnement, ainsi qu'au remplacement par des matériaux renouvelables**, et d'améliorer l'efficacité des techniques associées à ces méthodes.

5. APPELLE les États à **appliquer l'approche de précaution à la gestion des risques** pour les écosystèmes terrestres, d'eaux douce et benthique et pour la colonne d'eau à toutes les phases de l'exploitation minière, de la prospection à l'extraction et au traitement des minéraux.

6. PLAIDE pour que cessent les pratiques qui ne garantissent pas la sécurité de l'homme et la protection de la nature à long terme, issues de l'élimination des déchets miniers dans les écosystèmes terrestres, d'eau douce, marins et côtiers, comme l'utilisation de produits chimiques dangereux, afin de protéger l'homme et la nature.

[...]

Au début de l'année 2020, SystExt a donc rédigé un dossier destiné à infirmer certaines assertions soutenues par les opposants à la résolution ou par ceux qui souhaitaient en diminuer la teneur. **Ce travail constitue le point de départ de l'étude « Controverses minières ».**

Par ailleurs, depuis une dizaine d'années, **la mine et les métaux occupent une part grandissante du débat public en France**. De nouveaux concepts polarisent les discussions : métaux rares, substances indispensables à la transition, exploitation « zéro émission », techniques minières modernes, technologies intelligentes, impacts positifs sur la biodiversité, standards internationaux contraignants, nouvelles frontières extractives, etc. Cependant, ces notions ne sont pas représentatives des réalités de terrain et ne font pas consensus dans le monde académique et la société civile. **Elles sont ainsi de plus en plus présentes dans l'espace public, sans que leur pertinence soit véritablement mise en débat ou questionnée.**

² Voir les résultats détaillés du vote [au lien suivant](#).

L'étude « *Controverses minières* » se donne ainsi **quatre objectifs** :

- (1) réaliser un état de l'art des connaissances sur les sujets qui font l'objet de la communication la plus soutenue ;
- (2) identifier les faits et les démonstrations qui font consensus parmi les auteurs académiques, institutionnels et de la société civile ;
- (3) rendre accessibles ces données pour alimenter le débat public ;
- (4) dénoncer les situations graves et alerter sur les perspectives les plus préoccupantes.

1.1.2. Principaux résultats du Volet 1

Les « nouveaux concepts » mentionnés précédemment sont issus de stratégies de communication des sociétés minières qui prétendent développer leur activité avec les meilleures performances sociale et environnementale, appuyées par les gouvernements qui prétendent requérir le plus haut niveau d'exigence sur ces questions. Les nombreuses associations nationales et locales qui travaillent dans le monde entier sur les questions minières s'inquiètent au contraire de l'aggravation des impacts humains, sanitaires, environnementaux et sociaux ; tendance corroborée par le monde académique, qui multiplie les travaux de recherche sur la question.

Dans le premier volet de l'étude, SystExt a souhaité alerter les citoyens sur l'**écart grandissant entre cette communication et les réalités humaines et environnementales** (SystExt, 2021). Pour ce faire, l'association a retenu quatre sujets : (1) caractère prédateur et dangereux ; (2) techniques minières ; (3) déversements volontaires en milieux aquatiques ; (4) anciens sites miniers. Les principaux faits développés dans le premier volet sont présentés ci-après.

(1) Industrie intrinsèquement prédatrice et dangereuse

Les gisements métalliques comportent deux caractéristiques intrinsèques : (1) les minerais présentent généralement des teneurs très faibles ; (2) les substances d'intérêt sont associées à un cortège d'éléments – principalement des métaux et des métalloïdes – dont certains sont particulièrement toxiques pour la santé humaine et, plus largement, pour toute forme de vie. Pour ces deux raisons, l'industrie minière a recours à des **procédés complexes**, très consommateurs d'eau et d'énergie, et générant des quantités considérables de déchets. **Cette industrie est ainsi celle qui produit le plus de déchets solides, liquides et gazeux parmi toutes les industries du monde.** Cette spécificité de l'industrie minière entraîne des réactions en chaîne : les déchets miniers générés induisent des **impacts environnementaux majeurs**, affectant tous les milieux (eaux, air, sols), et cette dégradation de l'environnement ainsi que la contamination des milieux de vie des populations sont à l'origine de **conséquences sanitaires et sociales graves**. Il en résulte l'émergence de nombreux conflits d'usages, socioculturels et socio-environnementaux. **Le secteur est ainsi responsable du plus grand nombre de conflits socio-environnementaux et est impliqué dans le plus grand nombre d'assassinats de défenseurs des droits.**

(2) Deux principales postures dans l'évolution des techniques minières : inertie et gigantisme

Contrairement aux idées reçues, **les techniques minières les plus utilisées n'ont pas changé depuis plus d'un siècle** (à la différence des technologies)³. Les principales innovations techniques datent de la fin du 19^e siècle. Elles ont servi un objectif précis : **faire entrer l'industrie minière dans une ère de production de masse.**

³ Pour rappel, la technique se rapporte aux procédés et aux méthodes tandis que la technologie se rapporte aux outils et au matériel.

Ce paradigme a été conservé durant toute la première moitié du 20^e siècle et s'est amplifié dans les années 1960 avec l'avènement de techniques « novatrices » : *block-caving*, *mountain top removal*, *strip-mining*, lixiviation en tas et lixiviation in situ. Toutes ces techniques ont deux points communs : (1) elles permettent d'exploiter à bas coût des gisements à faible teneur ; (2) elles peuvent être à l'origine de risques plus graves encore que les techniques « conventionnelles ». Aujourd'hui, **si des innovations existent, elles concernent davantage la numérisation et l'automatisation**. Cette évolution est souvent présentée comme un moyen d'augmenter les performances sociale et environnementale de l'industrie minière. Dans les faits, les premiers retours d'expérience sont beaucoup plus contrastés.

(3) Déversement volontaire en milieux aquatiques : une technique de gestion des déchets miniers parmi les plus polluantes et destructrices

Contrairement aux idées reçues, le déversement volontaire est une **pratique extrêmement répandue, mise en œuvre autant dans les pays dits « développés » que les autres**. Les conséquences sur les cours d'eau, les lacs, les fjords et les mers sont catastrophiques : contamination des eaux et des sédiments, comblement des rivières et des lacs, destruction des habitats, dépérissement forestier, etc. Compte tenu de la gravité des impacts sanitaires et environnementaux engendrés, de l'absence de réglementation internationale et de la faiblesse des lois nationales, **SystExt appelle à interdire cette pratique**, en arrêtant dès maintenant les déversements en cours et en s'engageant à refuser toute proposition de nouveau déversement.

(4) Abandon de millions d'anciens sites miniers dans le monde

Des millions de sites miniers ont été abandonnés à travers le monde, et sont désormais sous la responsabilité des États et de leurs contribuables. Des milliards de dollars sont dépensés chaque année pour tenter d'endiguer les impacts environnementaux et sanitaires associés. L'après-mine souffre encore de **méthodes de gestion inappropriées et insuffisantes**, tant au moment de la fermeture du site minier (mise en sécurité) que pour son suivi sur le long terme (réhabilitation). Si cette question est cruciale, c'est aussi parce que **toutes ces pollutions peuvent perdurer sur des échelles centenaires à millénaires**.

1.1.3. Objectifs du Volet 2

Le Volet 1 de l'étude a permis de démontrer que l'industrie minière repose sur **un modèle intrinsèquement insoutenable**. Il met également en évidence que, dans un contexte de diminution des teneurs et de raréfaction des gisements « facilement » exploitables, ce modèle sera **inévitablement à l'origine d'une augmentation exponentielle de la consommation d'eau et d'énergie, ainsi que des impacts environnementaux et sociaux**. Parallèlement, la production minière n'a jamais cessé de croître et a même connu une accélération depuis la fin des années 2000. Étant donné que les modèles de développement actuels s'appuient sur un recours massif aux matières premières minérales, **leur déploiement conduira nécessairement à une augmentation de la production métallique à des niveaux sans précédent**.

Ces constats ont conduit à explorer des leviers de changement, permettant d'agir soit sur les pratiques minières, soit sur la demande métallique. Quatre de ces leviers animent actuellement le débat public à l'international :

- (1) l'exploitation des ressources minières marines profondes – cette éventualité étant régulièrement présentée comme une activité moins prédatrice et dangereuse que l'exploitation des ressources minières terrestres et comme un complément substantiel à l'offre métallique actuelle ;

- (2) la limitation des conséquences environnementales et sociales de l'industrie minière par le déploiement de « bonnes » et de « meilleures » pratiques, et la mise en place de mines « responsables » ;
- (3) l'instauration d'une « économie circulaire » par le développement de la réutilisation et du recyclage ; cette démarche étant le plus souvent considérée comme indispensable, mais insuffisante, pour répondre à la demande métallique ;
- (4) la réduction de la demande en matières premières minérales – cette perspective étant largement débattue face aux « besoins » actuels des sociétés et à la mise en œuvre des modèles dits « de transition ».

Dans le second volet de l'étude, SystExt a donc souhaité approfondir ces quatre leviers à la lumière des données les plus récentes. Compte tenu de la complexité de ces sujets, chacun d'entre eux fait l'objet d'un tome :

- **Tome 1 · Exploration et exploitation minières en eaux profondes ;**
- **Tome 2 · Meilleures pratiques et mine « responsable » ;**
- **Tome 3 · Mine secondaire et recyclage ;**
- **Tome 4 · Dépendance minérale et plans de transition « métalliques »** (non publié).

Le tome 1 a été publié le 17 novembre 2022 ([SystExt, 2022](#)). L'association a organisé son rapport d'étude autour de quatre points d'argumentation principaux : (1) les viabilités technique et économique de l'exploitation des fonds marins ; (2) les risques, connus et largement documentés, ne sont pas acceptables ; (3) les impacts ne peuvent être ni évalués, ni gérés, ni compensés ; (4) les réglementations s'avèrent largement insuffisantes. **Tous ces éléments ont conduit SystExt à prendre position en faveur d'une interdiction de l'exploration et de l'exploitation minières en eaux profondes.**

Le tome 2 a été publié le 16 février 2023 ([SystExt, 2023](#)). L'association a organisé son rapport d'étude autour de trois points d'argumentation principaux : (1) la mise en œuvre des bonnes et meilleures pratiques ne permet pas de réduire suffisamment les risques ; (2) standards, principes, codes de conduite... les initiatives sont nombreuses mais inefficaces ; (3) La mine « durable » ou « responsable » n'existe pas. Tous ces éléments ont conduit l'association à plusieurs conclusions. Avant même de parler de performances sociale et environnementale, **les efforts de l'industrie minière devraient porter prioritairement sur le respect des droits fondamentaux.** De plus, la gestion des impacts humains, sociaux et environnementaux requiert **l'arrêt des pratiques et des techniques qui présentent les plus hauts risques** – SystExt appelant ainsi à l'interdiction de dix d'entre elles – ainsi que la **mise en place de pratiques « tangibles »** qui seraient les plus à même d'apporter des améliorations « réelles » sur le terrain – SystExt proposant ainsi sept critères à inclure nécessairement. Selon l'association, **la réglementation contraignante est le seul cadre normatif capable de prendre en charge efficacement les problématiques humaines, sociales et environnementales posées par l'industrie minière dans le monde entier et quels que soient les pays concernés.**

1.2. Approche méthodologique et limites associées

Comme introduit précédemment, l'un des objectifs du deuxième volet de l'étude « *Controverses minières* » – et plus particulièrement de son tome 3 – est de **réaliser une synthèse des principaux faits associés à l'instauration d'une « économie circulaire » par le développement de la réutilisation et du recyclage**. Afin d'appréhender ce sujet, SystExt a approfondi de nombreux sujets, d'ordre : technologique (ex : conception des produits, évolution de la composition des alliages), technique (ex : prétraitement et traitement des déchets métalliques, refabrication), physique (ex : pertes par dissipation, demande cumulée d'énergie), thermodynamique (ex : distribution des éléments lors de la fusion de métaux, pertes exergetiques), environnemental (ex : toxicité et écotoxicité des substances, émissions de gaz à effet de serre), écologique (ex : impacts des décharges, évitement des impacts associés à la production primaire), économique (ex : modèle de production discrète, commerce international des ferrailles), socioculturel (ex : modes de consommation, organisation des filières de collecte) ou encore réglementaire. À ce dernier titre, SystExt n'a pas analysé l'ensemble des outils législatifs et réglementaires existant dans le monde. Rien que pour les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), 2 000 textes législatifs sont en vigueur dans plus de 90 juridictions (Veit, 2014). Seuls les règlements les plus connus à l'international ont été approfondis : la directive européenne DEEE, la directive RoHS et la Convention de Bâle. Par ailleurs, **la présente étude porte spécifiquement sur les métaux, les alliages et les autres matériaux métalliques**, bien que certaines considérations soient également valables pour les autres matériaux (verres, plastiques, textiles, etc.).

Au regard de la diversité des problématiques abordées et de la nécessité de disposer d'éléments précis et robustes, les recherches ont été effectuées dans : (1) des revues scientifiques ; (2) des livres de référence ; (3) des presses spécialisées (en technique et technologie, en économie, en sociologie, etc.) ; (4) des rapports et des publications d'institutions internationales ainsi que d'organisations de la société civile ; ce qui représente **environ 360 sources documentaires**. Parmi elles, seules les 243 sources citées dans ce rapport sont référencées dans la bibliographie fournie à la fin du document. La très grande majorité des sources retenues concerne des **travaux de recherche avec évaluation par les pairs** (ou *peer review* en anglais) (193 sur 243) ainsi que des rapports d'organisations internationales et nationales (39 sur 243).

De plus, une **vingtaine d'experts français et européens ont été interrogés lors d'échanges en distanciel ou en présentiel**, principalement des recycleurs, des métallurgistes, des spécialistes des filières de valorisation des déchets et des économistes spécialisés dans les filières métalliques. Le 18 octobre 2023, SystExt a, par exemple, rencontré François GROSSE, ingénieur spécialisé dans la gestion des déchets et le recyclage, afin d'échanger sur son ouvrage *Croissance soutenable ? La société au défi de l'économie circulaire* (Grosse, 2023).

Parallèlement, SystExt a visité plusieurs sites de recyclage en France et en Belgique :

- **30 août 2023 · site de Muret (31) de la société SOVAMEP** spécialisé dans la collecte, le tri et le pré-traitement des déchets pour la valorisation des métaux ferreux, non ferreux et précieux ;
- **25 octobre 2023 · sites du groupe COMET en Belgique** : (1) site de Mont-sur-Marchienne, Charleroi, spécialisé dans le tri et le démantèlement des petits appareils ménagers (Pam, un type de DEEE) ; (2) site d'Obourg, Mons, spécialisé dans le tri et le prétraitement des DEEE et des véhicules hors d'usage (VHU) et disposant d'importantes installations de broyage et de tri des matières métalliques et plastiques ; (3) unité « Biolix », La Louvière, spécialisée dans le traitement hydrométallurgique (lixiviation acide, extraction par solvant et électrolyse) pour la récupération du cuivre ;

- **28 novembre 2023 · site de Saint-Chef (38) du groupe MTB** spécialisé dans la fabrication de machines de recyclage (broyeurs, cisailles, séparateurs et granulateurs) et disposant d'une unité de prétraitement de câbles d'aluminium et de cuivre.

Ces visites ont permis à SystExt de mieux appréhender le fonctionnement des filières de collecte, de tri et de prétraitement des déchets métalliques, mais aussi de recueillir les avis de professionnels du recyclage, qui sont directement confrontés aux réalités techniques et économiques de ces filières.

Par le croisement des nombreuses données et informations recueillies, **SystExt a synthétisé les faits et les démonstrations qui sont les plus couramment admis**. Cependant, certains sujets peuvent être peu traités (parce que peu de chercheurs les ont étudiés, parce que les recherches relèvent du droit privé, ou parce que les recherches sont toujours en cours, par exemple) ou particulièrement controversés. Le cas échéant, des mentions spécifiques ont été apportées dans le rapport. À titre d'illustration, SystExt a pu constater que la majorité des publications portent sur les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), qui ne constituent pourtant qu'une part minoritaire de la quantité totale de déchets métalliques. De plus, **SystExt n'a identifié aucune publication quantifiant certains enjeux**, notamment :

- la composition élémentaire et le volume de ferrailles ultimes stockées dans les décharges homologuées (voir § 2.2.3) ;
- les flux de matériaux associés aux filières de réutilisation et de refabrication, exception faite de certains exemples de produits ou d'entreprises (voir § 3.3.3) ;
- les surfaces nécessaires aux installations de production secondaire (depuis la collecte jusqu'au traitement) ainsi que les quantités d'eau qu'elles utilisent ou les quantités de déchets solides, liquides et gazeux qu'elles génèrent (voir § 4.1.1) ;
- le devenir des ferrailles après exportation, en particulier pour les pays les plus concernés comme les États-Unis, la France ou l'Australie (voir § 4.1.3).

SystExt ne prétend pas à l'exhaustivité des sujets traités, compte tenu de ces limites et du très grand nombre d'enjeux soulevés et de problématiques abordées. À cet égard, il est important de noter que ce document fait appel à de **nombreux concepts ainsi qu'à de nombreux termes techniques**. La plupart de ces termes ont été définis dans le texte ou en note de bas de page, mais certains ne l'ont pas été, pour ne pas surcharger le rapport. De plus, les concepts clés sont introduits progressivement, chaque paragraphe se reposant sur les concepts définis dans les paragraphes précédents. Aussi est-il recommandé de prendre connaissance du rapport dans l'ordre numérique.

Du fait des langues dans lesquelles SystExt a réalisé ses recherches (anglais et français très majoritairement), les publications utilisées concernent davantage des auteurs d'Europe, d'Amérique, et d'Océanie, et moins d'Afrique et d'Asie. De plus, SystExt n'a travaillé que sur des données accessibles au public.

De nombreuses citations étayent le présent document afin de préciser le positionnement des auteurs et de conforter les argumentaires développés par SystExt. Lorsque ces citations proviennent d'une source rédigée dans une langue étrangère (exclusivement en anglais pour ce rapport), elles sont intégrées en l'état dans le texte (les mises en gras ayant été réalisées par SystExt), afin de ne pas altérer le propos initial de son auteur. Une traduction est néanmoins systématiquement fournie (*voir « Traduction » en note de bas de page*). **Il est à noter que ces traductions ont été réalisées par SystExt et que d'autres interprétations peuvent en être faites.**

L'étude s'est déroulée sur deux ans et demi et a été conduite par cinq membres de SystExt.

1.3. Contexte du sujet traité

Comme introduit en § 1.1.1, l'une des recommandations de la résolution 121 de l'UICN est de (UICN, 2021) : « [...] donner la priorité à la récupération des ressources, à la réutilisation et au recyclage des minéraux comme sources d'approvisionnement, ainsi qu'au remplacement par des matériaux renouvelables, et d'améliorer l'efficacité des techniques associées à ces méthodes. » Il est fréquent que les organisations internationales, nationales ou régionales recommandent ainsi de **prioriser la mine secondaire** (valorisation des ressources métalliques contenues dans les produits mis au rebut⁴) **par rapport à la mine primaire** (valorisation des ressources métalliques contenues dans les minerais⁵). Cette approche est largement soutenue par la plupart des acteurs institutionnels, industriels et académiques qui s'appuient sur des concepts tels que ceux de « l'économie circulaire », de « la gestion durable des ressources », de « l'écoconception » ou encore des « cycles de métaux en boucle fermée ».

En effet, la mine secondaire et les concepts associés sont régulièrement présentés comme un modèle alternatif permettant de maintenir les paradigmes socio-économiques actuels tout en réduisant la consommation de ressources et l'empreinte environnementale associée, à l'image de la Commission européenne⁶ : « *Moving away from the linear "take-make-use-dispose" model and transitioning to a regenerative growth model is essential to keep resource consumption within planetary boundaries. In a circular economy, the value of products, materials and resources is maintained in the economy for as long as possible, and the generation of waste is minimized. [...] The circular economy will help us decouple economic growth from resource use, protecting Europe's natural resources while boosting sustainable growth.* »⁷ Dans ce cadre, **l'instauration d'une « économie circulaire » par le développement de la réutilisation et du recyclage est le plus souvent considérée comme indispensable pour répondre à la demande métallique**, à l'image de (Menard, 2022, p. 27) : « *Pour réduire la dépendance des économies mondiales aux métaux, le recyclage apparaît comme un levier incontournable.* »

Cependant, **il est d'usage de postuler que l'offre secondaire ne pourra pas répondre à la demande métallique à moyen et long terme, et que l'offre primaire devra conséquemment être développée**, à l'image de (Poinssot, 2023) : « *Dans un monde en forte croissance économique et démographique, le recyclage ne pourra pas répondre à une demande qui a vocation à continuer d'augmenter sous l'effet notamment des transitions énergétiques, numériques et du rattrapage économique des pays en développement. Par ailleurs, nous recyclons aujourd'hui des objets qui ont été produits il y a 10, 20 ou 30 ans et qui ont été fabriqués avec des ressources minérales différentes et moins nombreuses. Il y a donc un réel décalage entre ce que nous valorisons via ce recyclage et nos besoins actuels. L'économie circulaire et le recyclage jouent un rôle certes fondamental et leur déploiement doit être accéléré et facilité, mais l'accès à de nouvelles ressources reste également indispensable, ce qui ne pourra se faire que par l'ouverture de nouvelles mines, y compris en France et en Europe.* »

⁴ La **mise au rebut** est le fait de se débarrasser d'un produit qui est considéré comme n'ayant pas ou plus de valeur, ou qui n'est plus utilisable. Un produit mis au rebut peut être délaissé, abandonné ou collecté.

⁵ Le **minerai** se définit comme l'ensemble de minéraux contenant des minéraux « utiles », en proportion suffisamment intéressante pour justifier une exploitation minière, et nécessitant une transformation (ou traitement) pour être utilisés par l'industrie.

⁶ Page « Circular economy » du site Internet de la Commission européenne consultée le 09/04/2024. [Lien](#).

⁷ Traduction : « *Il est essentiel de s'éloigner du modèle linéaire "prendre-faire-utiliser-jeter" et de passer à un modèle de croissance régénératrice pour maintenir la consommation de ressources dans les limites de la planète. Dans une économie circulaire, la valeur des produits, des matériaux et des ressources est maintenue dans l'économie aussi longtemps que possible, et la production de déchets est réduite au minimum. [...] L'économie circulaire nous aidera à découpler la croissance économique de l'utilisation des ressources, à protéger les ressources naturelles de l'Europe tout en stimulant la croissance durable.* »

La présente étude a pour objectif de décrire les réalités des filières secondaires (réutilisation, refabrication et recyclage) et des mesures de gestion des déchets (hiérarchie des R, incluant la réduction). L'efficacité de ces filières et mesures en termes de réduction des impacts environnementaux et en termes de « circularité »⁸ seront évaluées afin de discuter le bien-fondé de leur priorisation par rapport à la mine primaire. À partir de ces données, cette étude vise à identifier les facteurs techniques et économiques qui expliquent pourquoi l'offre secondaire est actuellement insuffisante pour répondre à la demande métallique. De façon corollaire, le but est de mettre en évidence les leviers qui pourraient être activés afin que cette dernière tendance soit inversée à l'avenir, et que la mine secondaire représente une part substantielle de la production métallique.

Le chapitre 2 porte sur les ressources métalliques secondaires et les modalités de valorisation associées. Ces ressources étant contenues dans une multitude de produits mis au rebut, elles sont étroitement liées au cycle de vie des métaux et aux types de déchets métalliques générés (§ 2.1). Ces derniers forment un gisement secondaire qui ne cesse de changer et de se complexifier (§ 2.2). La transformation des déchets métalliques en métaux requiert de nombreuses étapes, qui présentent des enjeux techniques majeurs, en raison de la complexité des combinaisons métalliques à traiter et de l'abondance de substances dangereuses, principalement (§ 2.3).

Le chapitre 3 porte sur les difficultés associées à la réutilisation et à la récupération des métaux. Leur recyclage s'avère actuellement très limité et diffère notablement selon les groupes de métaux (§ 3.1). Cette insuffisance s'explique notamment par l'abondance de pertes (pertes de matériau, pertes par dissipation, pertes de propriété et pertes par dilution) qui se traduisent en pertes de matières et d'exergie tout au long du cycle de vie des métaux (§ 3.2). Les mesures de gestion des déchets (hiérarchie des 10R considérée dans cette étude) s'avèrent rarement mises en œuvre, et le plus souvent réduites à des activités de recyclage à l'efficacité controversée (§ 3.3).

Le chapitre 4 porte sur les enjeux socio-économiques qui freinent le développement des filières secondaires et les mesures de gestion des déchets. Malgré leur efficacité en termes environnementaux et de circularité, elles restent peu compétitives par rapport à la mine primaire ; la rentabilité du recyclage dépendant, par exemple, du commerce international des ferrailles (§ 4.1). À ces freins économiques et financiers s'ajoute l'évolution exponentielle de la demande métallique qui neutralise l'effet de la production secondaire (§ 4.2). La priorisation des enjeux économiques se trouve également au cœur du concept « d'économie circulaire », un concept « parapluie » aux approches controversées et aux contributions incertaines (§ 4.3).

Le chapitre 5 rassemble les recommandations faisant consensus parmi tous les chercheurs étudiés et les experts consultés par SystExt. Ces recommandations concernent en priorité la minimisation des impacts des filières métalliques, depuis la fabrication jusqu'à la gestion des déchets, ainsi que les leviers pouvant être activés afin de développer les filières secondaires et de permettre à la production secondaire de représenter une part substantielle de la demande métallique à moyen et long terme.

⁸ Par « circularité », la plupart des auteurs étudiés entendent le principe selon lequel les métaux peuvent être réintroduits – partiellement ou totalement – dans le système productif, après un premier cycle de vie.

2. Les déchets métalliques constituent un gisement complexe et difficile à valoriser

2.1. Du métal au déchet métallique

2.1.1. Catégorisation des métaux

Le **tableau périodique des éléments** consiste en une représentation de tous les éléments chimiques connus, au nombre de 118. Ils sont organisés en fonction de leur configuration électronique, qui est liée à leurs propriétés chimiques. Il existe plusieurs classifications des éléments, et en particulier des métaux. Selon l'Union internationale de chimie pure et appliquée (UICPA), six catégories peuvent notamment être distinguées selon leurs principales propriétés : métaux alcalins, métaux alcalino-terreux, métaux de transition, métaux pauvres, métalloïdes et lanthanides (*Figure 1*).

1 H																	2 He
3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne
11 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
55 Cs	56 Ba	*	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
* Lanthanides		57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu	

Métaux alcalins
 Métaux alcalino-terreux
 Métaux de transition
 Métaux pauvres
 Métalloïdes
 Lanthanides - hors prométhium (Pm)

Figure 1 : Principaux groupes de métaux et de métalloïdes selon l'Union internationale de chimie pure et appliquée (UICPA) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; fond adapté de (UNEP, 2011)^{9 10}

À partir des 65 éléments de ces six catégories, l'International Resource Panel (IRP) a défini **quatre groupes de métaux**, en excluant le calcium (Ca) et le silicium (Si) et tous les métaux alcalins sauf le lithium (Li) compte tenu de son utilisation dans les batteries, et en incluant le sélénium (Se), qui est pourtant un non-métal, en raison de son importance en tant qu'élément d'alliage et semi-conducteur (voir § 2.2.2), soit un total de 60 éléments¹¹ (UNEP, 2011).

⁹ Dans ce tableau adapté, la 7e ligne et les actinides ne sont pas affichés car il s'agit : (1) soit d'éléments naturels à l'état de trace (au nombre de 9) ; (2) soit d'éléments synthétiques (au nombre de 26) ; exception faite de l'uranium (U) et du thorium (Th). (1) Un **élément naturel à l'état de trace** (ou produit de désintégration d'autres éléments) est un élément chimique présent sur Terre en très petite quantité et qui doit être synthétisé pour en disposer en quantité significative. (2) Un **élément synthétique** est un élément chimique absent du milieu naturel et qui, pour être observé, doit être produit artificiellement par une réaction nucléaire. C'est également la raison pour laquelle n'ont pas été colorés le technétium (Tc) et le prométhium (Pm), qui sont des éléments naturels à l'état de trace.

¹⁰ Ce fonds est utilisé pour d'autres figures

¹¹ Dans la suite de ce rapport, SystExt se fondera sur les quatre groupes de métaux définis par l'IRP et utilisera le terme « métal » pour désigner ces 60 éléments (dont le silicium (Si)).

Ces quatre groupes de métaux se réfèrent aux nomenclatures afférentes aux usages et caractéristiques les plus répandus des métaux concernés (UNEP, 2011 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a), comme représenté sur la *Figure 2* et décrit dans le *Tableau 1* :

- (1) les **métaux ferreux**, comprenant le fer et ses principaux métaux d’alliage, soit les métaux principalement utilisés dans l’industrie de l’acier ;
- (2) les **métaux non ferreux**, dont l’utilisation n’est pas en lien direct avec l’industrie de l’acier et constituant des substances de référence dans l’industrie (notamment pour leurs propriétés, telles que le non-magnétisme, la légèreté, la malléabilité ou la conductivité électrique) ;
- (3) les **métaux précieux**, réservés à certains usages spécifiques compte tenu de leur valeur élevée, comme dans les investissements et la joaillerie ;
- (4) les **métaux de spécialité**, couramment utilisés à des fins industrielles spécifiques, pour lesquelles une ou plusieurs propriétés du métal sont spécialement valorisées – en particulier dans les secteurs de l’électronique, des Technologies de l’information et de la communication (TIC), de l’énergie ou encore de l’aéronautique.

1																	2
H																	He
3	4											5	6	7	8	9	10
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
11	12											13	14	15	16	17	18
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
55	56	*	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
Cs	Ba		Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
		* Lanthanides	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71
			La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu

Figure 2 : Groupes de métaux définis par l’International Resource Panel (IRP) ; adapté de (UNEP, 2011, p. 11)

Groupes	Métaux concernés
Métaux ferreux (7)	Chrome (Cr) · Fer (Fe) · Manganèse (Mn) · Molybdène (Mo) · Nickel (Ni) · Niobium (Nb) · Vanadium (V)
Métaux non ferreux (8)	Aluminium (Al) · Cobalt (Co) · Cuivre (Cu) · Étain (Sn) · Magnésium (Mg) · Plomb (Pb) · Titane (Ti) · Zinc (Zn)
Métaux précieux (8)	Argent (Ag) · Iridium (Ir) · Or (Au) · Osmium (Os) · Palladium (Pd) · Platine (Pt) · Rhodium (Rh) · Ruthénium (Ru)
Métaux de spécialité (37)	Antimoine (Sb) · Arsenic (As) · Baryum (Ba) · Béryllium (Be) · Bismuth (Bi) · Bore (B) · Cadmium (Cd) · Hafnium (Hf) · Gallium (Ga) · Germanium (Ge) · Indium (In) · Lithium (Li) · Mercure (Hg) · Rhénium (Re) · Scandium (Sc) · Sélénium (Se) · Strontium (Sr) · Tantale (Ta) · Thallium (Tl) · Tellure (Te) · Tungstène (W) · Yttrium (Y) · Zirconium (Zr) + 14 des 15 lanthanides : Lanthane (La) · Cérium (Ce) · Praséodyme (Pr) · Néodyme (Nd) · Prométhium (Pr) · Samarium (Sm) · Europium (Eu) · Gadolinium (Gd) · Terbium (Tb) · Dysprosium (Dy) · Holmium (Ho) · Erbium (Er) · Thulium (Tm) · Ytterbium (Yb) · Lutécium (Lu)

Tableau 1 : Groupes de métaux définis par l’International Resource Panel (IRP) ; d’après (UNEP, 2011)

2.1.2. Cycle de vie des métaux

Substance, matériau, composant et produit

Une **substance** se définit comme un type de matière dont la composition est caractérisée par des unités identiques. Si les unités sont des atomes, la substance est un **élément**, comme le carbone ou le fer ; si les unités sont des molécules, il s'agit d'un **composé chimique**, comme le dioxyde de carbone ou le chlorure de fer (Zeng, et al., 2017 ; Ljunggren Söderman & André, 2019). Un **matériau** désigne toute matière d'origine naturelle ou artificielle constituée d'une ou de plusieurs substances. Un **composant** consiste en une association de plusieurs (voire nombreux) matériaux. Un **produit** est un assemblage de composants, assurant une ou plusieurs fonctions et présentant le plus souvent une valeur économique (Zeng, et al., 2017 ; Ljunggren Söderman & André, 2019). Les relations entre produits, composants, matériaux et substances sont représentées schématiquement sur la *Figure 3* et illustrées avec des exemples.

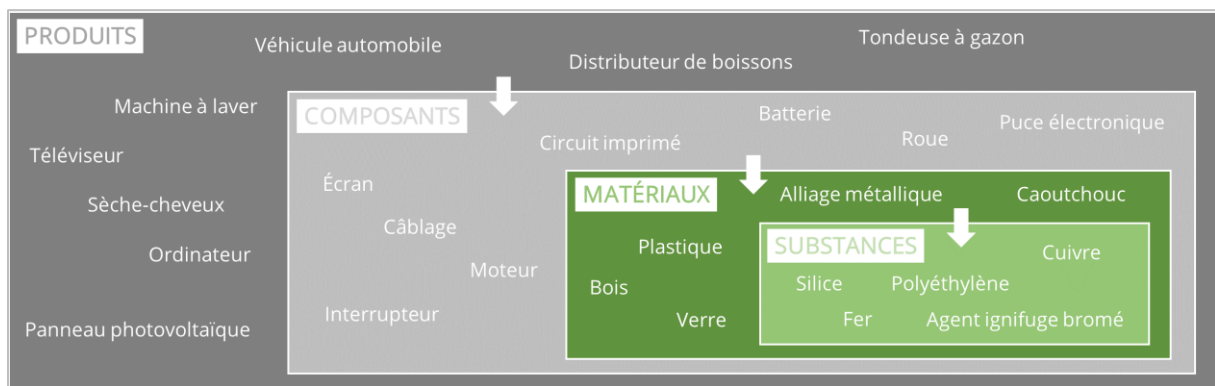


Figure 3 : Représentation schématique des relations entre produits, composants, matériaux et substances, et exemples associés | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Schéma général en cinq phases

Le cycle de vie des métaux comprend **5 phases principales**¹² : la production, la fabrication, la manufacture, l'utilisation et la gestion des déchets.

La **production** fait référence aux activités qui interviennent entre l'exploitation minière et l'obtention d'un métal utilisable par l'industrie. Il peut donc s'agir de l'exploitation, de la concentration (ou minéralurgie), de l'extraction chimique (ou métallurgie) ou encore du raffinage (Dubreuil, et al., 2010 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a). La **fabrication** consiste à transformer les métaux en produits semi-finis (plaques, feuilles, tubes, barres, fils, etc.). Elle comprend ainsi la production d'alliages, l'ajustement de la composition métallique, le laminage, l'extrusion, le pressage¹³ et les autres activités de façonnage du métal (Dubreuil, et al., 2010 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

¹² Ces 5 phases correspondent à celles qui sont le plus souvent mentionnées par les auteurs étudiés (Dubreuil, et al., 2010 ; Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2010 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Graedel, et al., 2015 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023). Cependant, le nombre de phases peut être inférieur (en regroupant, par exemple, la fabrication et la manufacture) ou supérieur (en subdivisant, par exemple, la production en deux étapes : exploitation minière et métallurgie).

¹³ Le **laminage** est un procédé de déformation plastique obtenue par compression entre deux cylindres contrarotatifs. L'**extrusion** est un procédé de fabrication (thermo)mécanique par lequel un matériau comprimé est contraint de traverser une filière ayant la section de la pièce à obtenir. Ce procédé permet d'obtenir un « extrudat » présentant une forme longue (tube, tuyau, profilé, etc.) ou plate (plaque, feuille, film). Le **pressage** est une méthode de mise en forme consistant à comprimer un matériau (se présentant sous forme d'un liquide, d'une pâte ou d'une poudre) dans un moule ayant la forme de l'objet à fabriquer.

La **manufacture** consiste à combiner différents produits semi-finis pour former un produit fini. Elle concerne une multitude d'activités possibles, en particulier en termes de façonnage, d'assemblage ou de construction (Dubreuil, et al., 2010 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a). À partir de cette étape, les métaux peuvent être associés à un grand nombre de substances et de matériaux différents. L'**utilisation** correspond à l'usage des produits finis par les consommateurs ou l'industrie, qui s'accumulent dans la société en tant que produits en cours d'utilisation (ou stock en cours d'utilisation) (Dubreuil, et al., 2010 ; Ciacci, et al., 2016). La **gestion des déchets** comprend les activités de recyclage – visant à récupérer le métal contenu dans les déchets – qui s'organisent selon trois étapes : la collecte, le prétraitement, le traitement, comme détaillé dans le § 2.3.1 Cependant, loin de se résumer au seul recyclage, cette phase inclut également la réutilisation et la réparation, bien que ces activités soient bien moins développées que le recyclage, comme décrit dans le § 3.3.3.

La *Figure 4* représente schématiquement le cycle de vie des métaux et l'illustre avec le cas du cuivre. Les cathodes (à 99,99 % de cuivre) représentent le produit résultant de la phase de production ; les fils de cuivre représentent l'un des produits semi-finis résultant de la phase de fabrication.

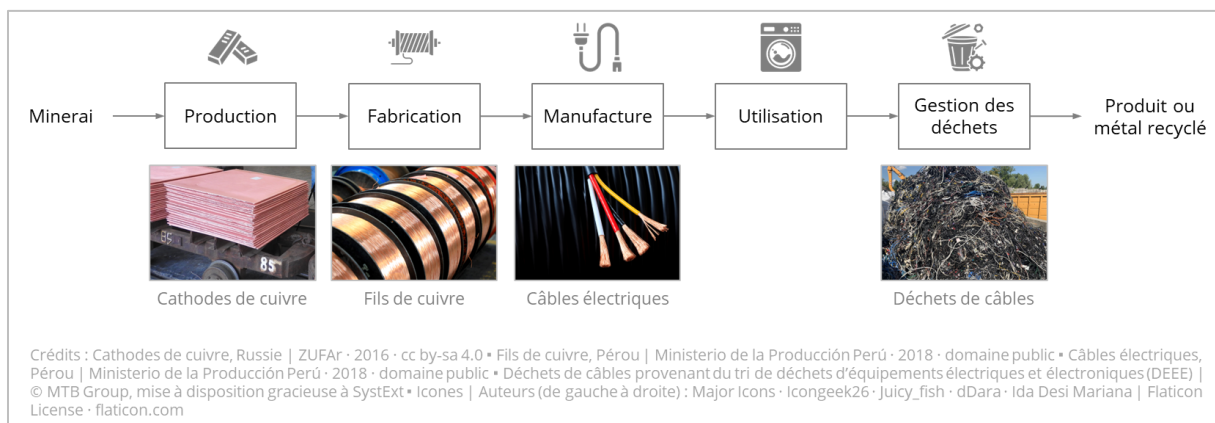


Figure 4 : Cycle de vie des métaux en cinq phases et illustration avec le cas du cuivre | Création : © SystExt · février 2024

Appréhender le cycle de vie complet des métaux est essentiel pour analyser la gestion des déchets, car cette phase est nécessairement dépendante des quatre précédentes. Par exemple, et comme cela sera détaillé par la suite, la recyclabilité des produits en fin de vie est intrinsèquement liée aux choix réalisés lors des phases de fabrication et de manufacture. De plus, cette approche permet de limiter le phénomène de « **déplacement de l'impact** », qui intervient lorsqu'une démarche visant à réduire les impacts associés à une phase du cycle entraîne l'augmentation des impacts associés à une autre phase (Beaulieu, et al., 2015, p. 10) : « *The main initial observation that led to Life Cycle Thinking (LCT) is that looking for environmental optimization within one organization does not guarantee an optimized value chain, and can even lead to impact displacement from the organization to another part of the product chain. It is therefore necessary to adopt a holistic perspective in order to reach total environmental optimization throughout the product's life cycle.* »¹⁴

¹⁴ Traduction : « *La principale constatation initiale qui a conduit à la réflexion sur le cycle de vie est que la recherche d'une optimisation environnementale au sein d'une structure ne garantit pas une chaîne de valeur optimisée, et peut même conduire à un déplacement de l'impact de la structure vers une autre partie de la chaîne de produits. Il est donc nécessaire d'adopter une approche holistique pour parvenir à une optimisation environnementale globale, tout au long du cycle de vie du produit.* »

Cycles anthropiques des métaux

Un **cycle anthropique** correspond à la caractérisation quantitative des flux d'un matériau ou d'une substance vers, au sein et depuis un système donné (Chen & Graedel, 2012). Idéalement, il doit permettre de quantifier les flux d'un métal depuis le début de la phase d'exploitation jusqu'à la fin de la phase de gestion des déchets (dont dépôts de déchets ultimes¹⁵ et dispersion dans l'environnement). Les méthodes les plus utilisées dans ce cadre sont l'**analyse des flux de matières (AFM)** (ou *material flow analysis* [MFA] en anglais) et l'**analyse des flux de substances (AFS)** (ou *substance flow analysis* [SFA] en anglais) (Graedel, et al., 2004 ; Chen & Graedel, 2012 ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Graedel, 2019). La représentation graphique des AMF ou AFS s'appuie sur le diagramme de Sankey, dans lequel la largeur des lignes indique l'amplitude des flux (Graedel, 2019), comme illustré sur la Figure 5 avec l'exemple des flux mondiaux d'aluminium en 2007, depuis la production jusqu'à la manufacture.

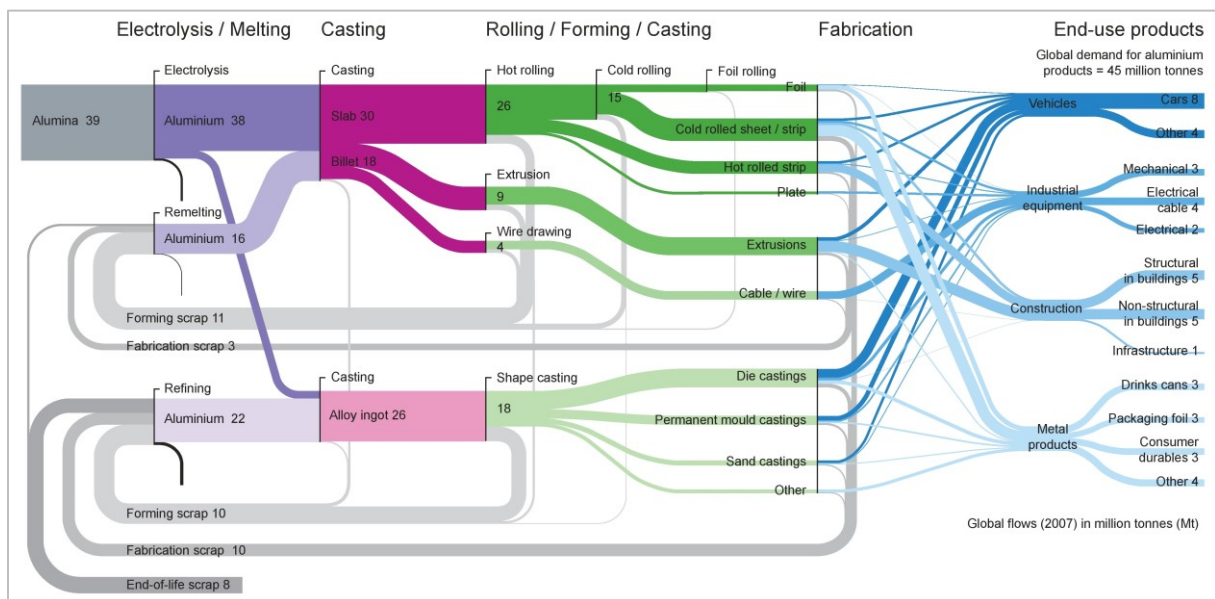


Figure 5 : Diagramme de Sankey pour les flux mondiaux d'aluminium en 2007, depuis la production (hors exploitation et concentration du minerai) jusqu'à la manufacture ; tiré de (Allwood & Cullen, 2012, p. 55)

Chaque phase (et chaque étape qu'elle comporte) s'accompagne de pertes pour lesquelles les métaux associés peuvent, au mieux, être partiellement récupérés et, au pire, définitivement perdus (Graedel, 2011b ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Ciacci, et al., 2015a ; Chen & Zeng, 2022), comme détaillé dans le § 3.2. L'établissement de cycles anthropiques permet de mieux comprendre ces pertes et d'identifier les leviers à mettre à œuvre pour les réduire ou les éviter (Chen & Graedel, 2012, p. 8581) : « *The most important perspective to be gained from elemental cycles is precisely their potential cyclic nature, that elements in technological use are eventually dissipated, discarded, and lost if no diligent effort is made to recover them. Nature has evolved to recycle the elements it uses, while humanity has done so less well. The cycles demonstrate opportunity, and degree of failure and process in recovery and reuse.* »¹⁶

¹⁵ Les **déchets ultimes** correspondent aux déchets qui ne sont pas valorisables ou ne sont pas valorisés, issus de toutes les phases du cycle de vie. Ils rejoignent les dépôts de déchets ultimes, telles que les dépôts de déchets miniers, ou sont émis dans l'environnement (voir le § 2.1.3).

¹⁶ Traduction : « *La conclusion la plus importante qui peut être tirée des cycles élémentaires est précisément leur nature cyclique potentielle, à savoir que les éléments utilisés dans les technologies sont finalement dissipés, mis au rebut et perdus si aucun effort sérieux n'est fait pour les récupérer. La nature a évolué pour recycler les éléments qu'elle utilise, tandis que l'humanité a bien moins réussi. Les cycles révèlent les possibilités, le degré d'échec et le processus de récupération et de réutilisation.* »

À titre d'illustration, une analyse des flux de substances (AFS) pionnière réalisée sur le cadmium (Cd) en Europe en 1994 (Van der Voet, et al., 1994) révéla que la politique européenne ne permettait pas de répondre efficacement aux problématiques environnementales posées par cet élément (le cadmium étant l'un des métaux les plus toxiques pour la vie humaine ou toute autre forme de vie). En effet, les mesures alors proposées ne portaient que sur les phases de fin de cycle, principalement l'abandon progressif de certaines applications et le renforcement du recyclage des piles et des batteries (Van der Voet, et al., 1994). Ces dispositions s'avèrent insuffisantes si des actions ne sont pas également prises sur les flux entrants (Van der Voet, et al., 1994). En effet, le cadmium étant essentiellement un sous-produit du zinc, la production continue de ce métal entraîne également une production de cadmium.

Ces méthodes de quantification présentent cependant des lacunes majeures. Tout d'abord, **aucune AFS n'existe pour de nombreux métaux** (Chen & Graedel, 2012 ; Graedel, 2019 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Chen & Graedel (2012) ont, en effet, réalisé une revue de 350 publications portant sur 1 074 cycles individuels et 59 éléments (plus de 90 % des publications étant datées d'après l'an 2000). De plus, il ressort de leur analyse que des cycles à l'échelle internationale n'existent que pour 30 éléments¹⁷ et qu'aucun cycle n'est disponible pour 33 éléments¹⁸ (Chen & Graedel, 2012). De plus, **les cycles anthropiques diffèrent beaucoup en termes de méthodes de quantification adoptées ou de phases (et d'étapes associées) prises en compte**, limitant la comparaison et le rapprochement entre les filières métalliques, ce qui est pourtant déterminant au regard de l'interdépendance de ces dernières (Chen & Graedel, 2012 ; Graedel, 2019).

De façon générale, les analyses des flux de matières (AFM) et les analyses des flux de substances (AFS) s'appuient sur de **nombreuses hypothèses et estimations, notamment pour pallier le manque de données tout au long du cycle**, depuis la phase de production (par exemple, les pertes dans les dépôts de déchets miniers), en passant par la phase de manufacture (par exemple, la composition métallique des produits) et jusqu'à la phase de gestion des déchets (par exemple, les taux de recyclage des produits en fin de vie) (Chen & Graedel, 2012 ; Graedel, 2019). Les pertes, les déchets et les émissions font en particulier l'objet d'une attention très limitée, s'agissant de flux sans valeur économique (Graedel, 2019) ; alors même qu'ils se trouvent théoriquement au cœur de la démarche amorçant les cycles anthropiques (Chen & Graedel, 2012, p. 8582) :

Given the modern dynamism of metal cycles, our rudimentary knowledge of the uses and losses of these elements, and the changes in use and loss rates over time is quite startling. It is fair to say that technologists have designed an industrial system that relies on the availability of virtually all stable elements that exist, but for which knowledge of how they are employed and dissipated is totally inadequate. Modern technology will not rest on a firm foundation until cycles of all significant elements and combinations thereof are characterized on a multilevel basis, regularly updated, and widely and publicly disseminated.¹⁹

¹⁷ Ces 30 éléments incluent les métaux « de base » (fer, aluminium, cuivre et zinc), certains éléments fertilisants comme l'azote et le phosphore, ainsi que 9 des 17 terres rares (Chen & Graedel, 2012).

¹⁸ Ces 33 éléments incluent principalement des métaux de spécialité et les métaux entrant dans la composition des superalliages, tels que le niobium (Nb), le molybdène (Mo), le tungstène (W) ou le rhénium (Re) (Chen & Graedel, 2012).

¹⁹ Traduction : « *Étant donné la dynamique actuelle des cycles des métaux, notre connaissance rudimentaire des utilisations et des pertes de ces éléments, ainsi que des changements dans les taux d'utilisation et de perte au fil du temps, est tout à fait surprenante. Il est légitime de dire que les technologues ont conçu un système industriel qui repose sur la disponibilité de pratiquement tous les éléments stables existants, mais pour lequel la connaissance de la façon dont ils sont utilisés et dissipés est totalement insuffisante. La technologie moderne ne reposera pas sur des bases solides tant que les cycles de tous les éléments importants et leurs combinaisons ne seront pas caractérisés à différents niveaux, régulièrement mis à jour, et largement et publiquement diffusés.* »

Différenciation selon les quantités produites et la durée de vie

Les cycles de vie des métaux se caractérisent par deux paramètres déterminants : la **quantité de métal produite** (et consommée) et la **durée de vie du métal** (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

Les quantités produites annuellement varient très fortement entre les métaux : d'une dizaine de tonnes pour l'iridium (Ir) et le thallium (Tl) à 61 millions de tonnes pour l'aluminium (Al) et 1,5 milliard de tonnes pour le fer (Fe)²⁰ ; ces deux derniers métaux étant ceux produits en plus grande quantité dans le monde (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

La **durée de vie d'un métal** (ou *lifetime* en anglais) représente la durée moyenne de son utilisation dans l'économie, depuis son exploitation (première étape de la phase de production) jusqu'à sa perte totale dans les dépôts de déchets ultimes ou dans l'environnement (dernière étape de la phase de gestion des déchets), **de telle façon que le métal devient ensuite indisponible pour une utilisation ultérieure** (Helbig, et al., 2020 ; Charpentier Poncelet, 2021). Ce paramètre permet donc d'appréhender le cycle de vie complet du métal, y compris sa réutilisation et son recyclage éventuels. Ainsi, l'amélioration de ces deux dernières activités ou l'utilisation du métal dans des applications à durée de vie plus longue contribuent à augmenter sa durée de vie (Charpentier Poncelet, 2021).

La durée de vie des métaux est **intrinsèquement liée à leur usage**, de plusieurs dizaines d'années pour les applications dans la construction, les infrastructures ou l'aéronautique à une année ou moins pour les emballages ou encore les produits pharmaceutiques et cosmétiques (Charpentier Poncelet, et al., 2022b)²¹. Dans le cas des usages dispersifs et dissipatifs – pour lesquels la récupération du ou des métaux est limitée, voire impossible, comme décrit dans le § 3.2.1 – les durées de vie sont nécessairement faibles puisque, schématiquement, le métal est « perdu » au moment où il est utilisé. Ainsi, les durées de vie moyennes s'étendent de quelques dizaines de jours pour le gallium (Ga) et le germanium (Ge) à 59 ans pour le nickel (Ni) et 76 ans pour l'aluminium (Al) ; ces deux derniers métaux étant ceux présentant les durées de vie les plus élevées, exception faite du fer (Fe) et de l'or (Au) dont les durées de vie excèdent un siècle²² (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

L'évaluation de ce paramètre s'avère souvent difficile compte tenu du grand nombre d'applications dans lesquelles un métal peut être employé et du peu de données disponibles sur la composition métallique des produits.

La *Figure 6, page suivante*, représente les durées de vie (à gauche) et les quantités produites annuellement (à droite) de 61 métaux, ainsi que les tendances associées par groupe de métaux (ferreux, non ferreux, précieux et de spécialité). Il en ressort que les métaux ferreux et non ferreux se distinguent généralement par des quantités produites élevées et des durées de vie plus longues, tandis que les métaux de spécialité se caractérisent généralement par des quantités produites peu élevées et des durées de vie plus courtes (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

²⁰ Il s'agit des productions annuelles mondiales moyennes entre 2015 et 2019 (Charpentier Poncelet, et al., 2022b).

²¹ Voir en particulier les durées de vie moyennes par secteur et par application (Charpentier Poncelet, et al., 2022b, pp. S11-S16).

²² L'or (Au) et le fer (Fe) présentent des durées de vie moyennes de 192 ans et de 154 ans, respectivement, mais avec de fortes incertitudes (environ ± 110 ans et ± 60 ans, respectivement) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

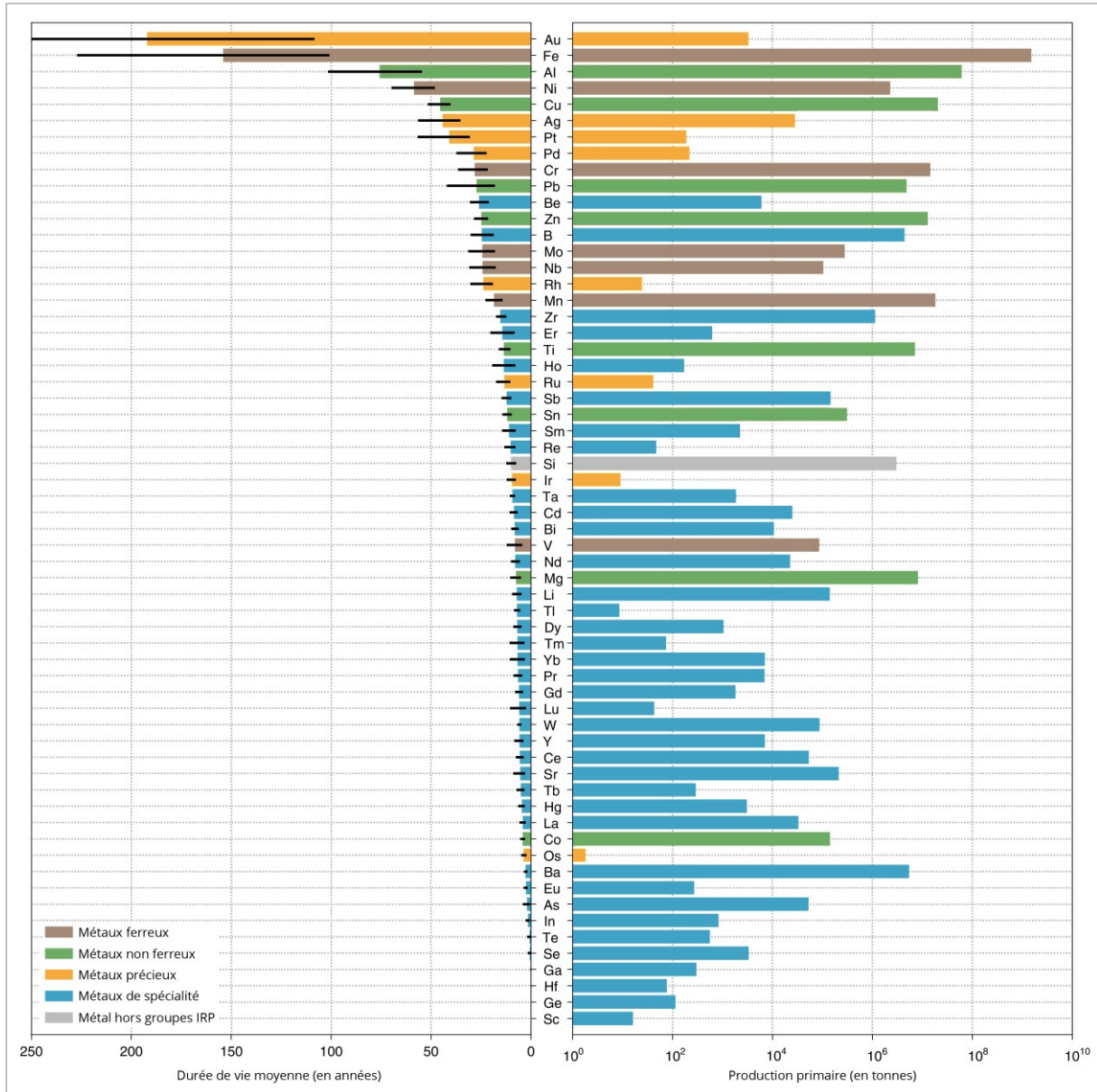


Figure 6 : Durées de vie moyennes de 61 métaux par rapport à leur production annuelle mondiale moyenne entre 2015 et 2019, selon les groupes de métaux définis par l'IRP ; traduit et adapté de (Charpentier Poncelet, et al., 2022a, p. 720)^{23,24}

Il est important de **différencier la durée de vie du métal, du temps de séjour dans l'économie** ou temps de résidence (ou *residence time* en anglais) (Helbig, et al., 2020).

Le **temps de séjour du métal dans l'économie** représente, quant à lui, la durée moyenne de son utilisation dans l'économie, depuis son exploitation (première étape de la phase de production) jusqu'à sa mise à disposition sous forme de déchet (dernière étape de la phase d'utilisation) (Grosse, 2010 ; UNEP, 2010 ; UNEP, 2013 ; Grosse, 2023).

²³ Les lignes noires représentent les intervalles de confiance à 95 % (intervalles de valeur qui ont 95 % de chance de contenir la « vraie » valeur) pour les durées de vie moyennes (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

²⁴ Ont été pris en compte ici les groupes de métaux définis par l'International Resource Panel (IRP) comme détaillé dans le § 2.1.1. À noter que Charpentier Poncelet, et al. (2022a) classent le silicium (Si) comme métal non ferreux alors qu'il est exclu des groupes définis par l'IRP, et le cobalt comme métal de spécialité alors qu'il est défini par l'IRP comme métal non ferreux.

Contrairement à la durée de vie, le temps de séjour dans l'économie n'intègre donc pas la phase de gestion des déchets. De plus, il ne prend pas en compte la nature dispersive ou dissipative de l'usage qui en est fait (voir § 3.2.1) ; ce qui explique les différences entre ces deux valeurs, comme souligné dans le *Tableau 2*.

	Temps de séjour dans l'économie (en années) ; d'après (Grosse, 2023)	Durée de vie du métal (en années) ; d'après (Charpentier Poncelet, et al., 2022a)
Aluminium (Al)	26	76
Cadmium (Cd)	3	8
Chrome (Cr)	23	28
Cuivre (Cu)	32	45
Fer (Fe)	32	154
Platine (Pt)	25	41
Plomb (Pb)	10	27

Tableau 2 : Comparaison du temps de séjour dans l'économie et de la durée de vie de sept métaux ; d'après données issues de (Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023)

2.1.3. Catégorisation des déchets métalliques

Six catégories de déchets selon leur origine

Les déchets²⁵ peuvent être catégorisés selon de nombreux critères : leur secteur d'origine, leur composition, leur dangerosité, etc. (Ministère de la transition écologique (MTECT), 2022). À l'échelle internationale, l'une des classifications les plus utilisées se réfère à leur secteur d'origine et définit ainsi six catégories de déchets (Bonnin, 2013 ; UNEP, 2013) :

- **déchets de construction et de démolition** (ou *construction and demolition waste (C&D)* en anglais) ;
- **véhicules hors d'usage (VHU)** (ou *end-of-live vehicles (ELV)* en anglais) ;
- **déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)** (ou *waste electrical and electronic equipment (WEEE)* en anglais) ;
- **déchets industriels et déchets dangereux** (ou *industrial and hazardous waste (I&HW)* en anglais) ;
- **déchets ménagers** (ou *municipal solid waste (MSW)* en anglais) ;
- **boues d'épuration** (ou *sewage sludge (SS)* en anglais).

Si toutes ces catégories de déchets contiennent des métaux, celles qui font l'objet de la plus grande attention à l'échelle internationale au regard de leur composition métallique, tant par les représentants académiques qu'institutionnels, sont, dans cet ordre : les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), les véhicules hors d'usage (VHU) et les déchets de construction et de démolition.

La *Figure 7, page suivante*, présente des exemples de déchets associés à quatre de ces catégories.

²⁵ Le déchet est défini, au niveau européen, comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (Ministère de la transition écologique (MTECT), 2022).



Déchets de construction et de démolition • Déchets de profils d'aluminium | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Véhicules hors d'usage (VHU) • VHU après dépollution, démantèlement et pressage | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) • Déchets d'aspirateurs | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Déchets industriels et déchets dangereux • Machinerie mise au rebut | Michael Coghlan · août 2011 · cc by-sa 2.0 deed



Déchets ménagers • Balles de déchets de canettes d'aluminium | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Boues d'épuration • Épandage de boue d'épuration en Allemagne | SuSanA Secretariat · octobre 2011 · cc by-sa 2.0 deed (modifié)

Figure 7 : Exemples de déchets associés à quatre catégories de déchets : déchets de construction et de démolition, véhicules hors d'usage (VHU), déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) et déchets ménagers

Quatre types de déchets métalliques selon leur provenance et leur destination

Cette section est fondée sur le croisement de données issues de (Dubreuil, et al., 2010 ; UNEP, 2010 ; Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Graedel, et al., 2015 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023).

Dans le cas particulier des déchets métalliques – également appelés « ferrailles »²⁶ – les déchets peuvent être **classés selon leur place dans le cycle de vie des métaux**, et plus particulièrement selon la ou les phases dont ils proviennent et selon celles auxquelles ils sont destinés. Sont ainsi définis quatre types de ferrailles : les ferrailles d'usine, les nouvelles ferrailles, les vieilles ferrailles et les ferrailles ultimes, comme schématisé sur la *Figure 8*. À la différence du schéma fourni en *Figure 4*, une phase complémentaire apparaît sur cette figure : le **marché des ferrailles**. Il s'agit d'un vaste marché international au sein duquel les nouvelles et les vieilles ferrailles sont achetées et revendues.

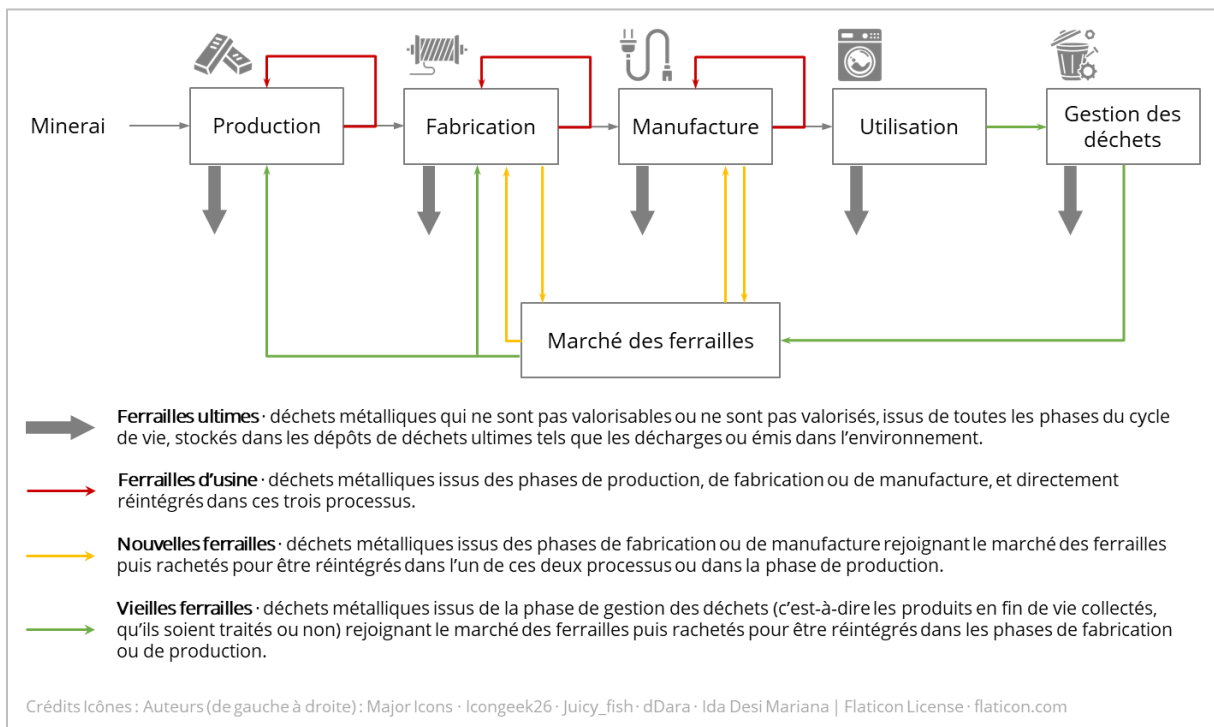


Figure 8 : Représentation schématique des flux associés aux quatre types de ferrailles (ferrailles d'usine, nouvelles ferrailles, vieilles ferrailles et ferrailles ultimes) dans le cycle de vie des métaux | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Dubreuil, et al., 2010 ; Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Grosse, 2023)

Les **ferrailles d'usine** (ou *home scrap* en anglais) – représentées en rouge sur la *Figure 8* – correspondent aux déchets métalliques issus des phases de production, de fabrication ou de manufacture, et directement réintégrés dans ces trois processus. Le métal est essentiellement récupéré sous forme pure ou sous forme d'alliages au sein même des installations concernées, ce qui rend ce type de recyclage économiquement avantageux et facile à réaliser. Les données associées sont généralement absentes des statistiques sur le recyclage (Graedel & Reck, 2014).

²⁶ Le terme « ferrailles » peut porter à confusion, car il se réfère au fer ou à l'acier. Cependant, il est synonyme de déchet métallique ; on parle ainsi de « ferrailles de cuivre », « ferrailles d'aluminium », « ferrailles de zinc », etc.

Les **nouvelles ferrailles** (ou *new scrap* en anglais) – représentées en jaune sur la *Figure 8, page précédente* – correspondent aux déchets métalliques issus des phases de fabrication ou de manufacture rejoignant le marché des ferrailles puis rachetés pour être réintégrés dans l'un de ces deux processus ou dans la phase de production. Les tournures et les copeaux résultants de l'usinage de pièces ou de composants sont un exemple typique de nouvelles ferrailles (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). La *Figure 9* présente deux exemples de nouvelles ferrailles, l'un issu de la phase de fabrication (tournures d'usinage provenant de l'industrie aéronautique, à gauche), l'autre, issu de la phase de manufacture (composants métalliques issus de l'industrie textile-habillement, à droite). Les données associées peuvent être absentes des statistiques, mais sont parfois estimées à partir des informations sur l'efficacité des processus de fabrication ou de manufacture (Graedel & Reck, 2014).

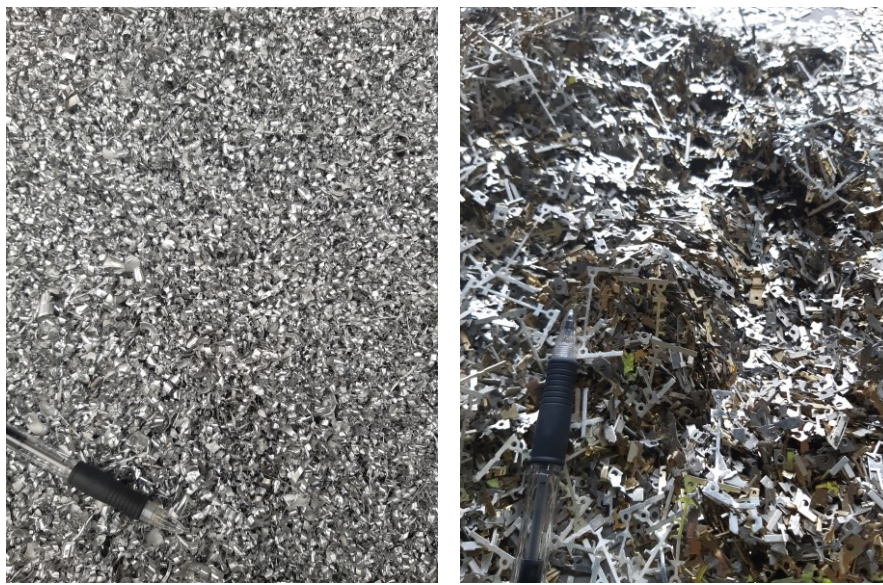


Figure 9 : Nouvelles ferrailles · Site de Muret (31) pour la collecte, le tri et le prétraitement, de la société SOVAMEP · (à gauche) tournures d'usinage d'acier inoxydable issues de l'industrie aéronautique · (à droite) composants métalliques contenant des concentrations élevées en métaux précieux – jugés non conformes pour l'empêchement de vêtements de luxe – issus de l'industrie textile-habillement (après découpage sur site) | SystExt · août 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Les **vieilles ferrailles** (ou *old scrap* en anglais) – représentées en vert sur la *Figure 8, page précédente* – correspondent aux déchets métalliques issus de la phase de gestion des déchets (c'est-à-dire les produits en fin de vie collectés, qu'ils soient traités ou non) rejoignant le marché des ferrailles puis rachetés pour être réintégrés dans les phases de fabrication ou de production. À ce dernier titre, deux cas peuvent se présenter : (1) soit le traitement des vieilles ferrailles permet d'obtenir un métal ou un alliage recyclé qui pourra ensuite rejoindre les phases ultérieures tout comme un métal primaire, on parle alors de « **recyclage fonctionnel** » ; (2) soit le traitement des vieilles ferrailles conduit à une dilution des métaux dans un flux de matériaux où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées, on parle alors de « **recyclage non fonctionnel** » (voir § 3.2.1) (UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Graedel, et al., 2022).

Les **ferrailles ultimes** – représentées en gris (flèches épaisses) sur la *Figure 8, page précédente* – correspondent aux déchets métalliques qui ne sont pas valorisables ou ne sont pas valorisés, issus de toutes les phases du cycle de vie. Ils rejoignent les dépôts de déchets ultimes, tels que les dépôts de déchets miniers, les décharges homologuées ou les décharges « sauvages », ou sont émis dans l'environnement. La *Figure 10, page suivante*, présente deux exemples de ferrailles ultimes issues de la phase de gestion des déchets.



Ferrailles ultimes • Résidus de broyage automobile (RBA) issus du broyage de véhicules hors d'usage (VHU) après dépollution et démantèlement : les RBA sont le plus souvent mis en décharge²⁷ | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Ferrailles ultimes • Résidus issus du broyage et de plusieurs étapes de tri et de séparation de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) et de véhicules hors d'usages (VHU) · Site de prétraitement d'Obourg, Mons, Belgique, groupe COMET | SystExt · octobre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Figure 10 : Exemples de ferrailles ultimes associées au prétraitement de véhicules hors d'usage (VHU) et de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)

²⁷ Les véhicules hors d'usage (VHU) sont souvent broyés avec d'autres catégories de déchets : des déchets industriels (en particulier des nouvelles ferrailles provenant de l'industrie sidérurgique et métallurgique), des déchets de construction et de démolition ou des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) (Record, 2014). Les résidus de broyage qui en résultent sont le plus souvent déposés en décharges, bien qu'une partie soit valorisée énergétiquement par incinération dans des unités d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) ou par cocombustion dans des cimenteries (Record, 2014).

2.2. Gisement secondaire de plus en plus complexe

Par « **gisement secondaire** », SystExt entend l'ensemble des ferrailles dont les métaux contenus peuvent être réutilisés ou récupérés (ferrailles d'usine, nouvelles ferrailles et vieilles ferrailles), ce qui exclut les ferrailles ultimes. Cette définition dépend donc de l'accessibilité des stocks de déchets – comme détaillé en § 2.2.3 – mais pas de leur localisation géographique.

2.2.1. Évolution continue du gisement secondaire

Enjeux économiques : accumulation et renouvellement des produits et diminution des coûts

▪ Accumulation des produits et relais technologique

De façon générale, le modèle de production privilégié à l'international est celui de la **production discrète** pour laquelle les produits sont des unités distinctes, vendues comme des produits individuels. Dans ce modèle, il est dans l'intérêt des producteurs de **produire et de vendre autant de produits que possible, nouveaux et variés, et au coût le plus bas possible** ; et non de les concevoir pour qu'ils soient remis à neuf ou recyclés de manière efficace (Nasr & Thurston, 2006 ; Aladeojebi, 2013). Les évolutions technologiques dans les usines de fabrication ou de manufacture ont permis de soutenir ce modèle, en accélérant le cycle de développement des nouveaux produits (Aladeojebi, 2013). Ce système repose sur un **modèle d'économie d'échelle** et son maintien requiert que les entreprises remplacent les produits plus rapidement et favorisent une augmentation de la consommation (Aladeojebi, 2013).

Il en résulte notamment une **accumulation de produits sans précédent et dont la complexité ne cesse d'augmenter** (Allwood, et al., 2011 ; Worrell & Reuter, 2014). Dans les pays dits « développés », où ce phénomène d'accumulation est le plus marqué, il ne s'accompagne cependant pas d'un effet de saturation²⁸ à l'échelle des économies concernées (Gordon, et al., 2006 ; Allwood, 2014). **Cet effet s'observe davantage à l'échelle des produits ou des groupes de produits**, ainsi que mis en évidence par Chen et Graedel (2015) qui ont étudié l'évolution historique de 91 produits et 9 groupes de produits²⁹ dans les stocks en cours d'utilisation aux États-Unis. Leur étude démontre que **le stock de produits par personne ou par foyer continue à augmenter pour** : (1) les produits récemment développés et qui offrent de nouvelles fonctionnalités (ordinateurs portables et téléphones, par exemple) ; (2) les produits développés pour remplacer des produits existants, mais assurant les mêmes fonctions (téléviseurs à tube cathodique venant en remplacement des téléviseurs monochromes, par exemple) ; (3) les produits qui remplissent des services dont la demande augmente toujours (instruments médicaux, par exemple) (Chen & Graedel, 2015). Parallèlement, **le stock total de produits a diminué pour certains produits**, en particulier pour : (4) les produits qui ne sont plus utilisés (magnétoscopes, par exemple) ; (5) les produits remplacés par des produits développés plus récemment, mais assurant les mêmes fonctions (inverse du cas (2) précédent) (Chen & Graedel, 2015).

Ces tendances mettent tout d'abord en exergue le **phénomène de relais technologique**, par lequel un nouveau produit est mis sur le marché, bien qu'il assure les mêmes fonctions qu'un ou plusieurs produits existants, parce qu'il présente de nouvelles caractéristiques en termes de performances et/ou d'apparence.

²⁸ En économie, la **saturation** est une situation pour laquelle le taux de diffusion d'un produit avoisine 100 %.

²⁹ Les 9 groupes de produits étudiés sont : (1) les voitures de tourisme et les camions légers ; (2) les locomotives ; (3) les cuisinières (à gaz et électriques) ; (4) les sèche-linge (à gaz et électriques) ; (5) les processeurs informatiques (d'ordinateurs portables et fixes) ; (6) les écrans d'ordinateur (à tube cathodique et plats) ; (7) les téléviseurs (monochromes, à tube cathodique, à projection, à écran plat) ; (8) les technologies de production d'électricité (charbon, pétrole, gaz naturel, nucléaire, hydroélectricité, biomasse, solaire/ photovoltaïque, éolien, géothermie, etc.) ; (9) les lignes électriques (Chen & Graedel, 2015, *Supporting Information*, p. S10).

Ce phénomène est illustré avec l'exemple des téléviseurs sur la *Figure 11 (à gauche)*. Ainsi, de 1950 à 2009 aux États-Unis, la technologie de téléviseur monochrome a progressivement été remplacée par celle à tube cathodique, qui a elle-même été remplacée par celles à projection et à écran plat (Chen & Graedel, 2015). Le phénomène de relais technologique est rapide, il intervient avant même la saturation des précédents produits et avant même que ces derniers n'aient été mis au rebut (Chen & Graedel, 2015 ; Ueberschaar, 2017). Ce relai conduit finalement à la **superposition de plusieurs technologies dans les stocks en cours d'utilisation durant de longues périodes de temps**.

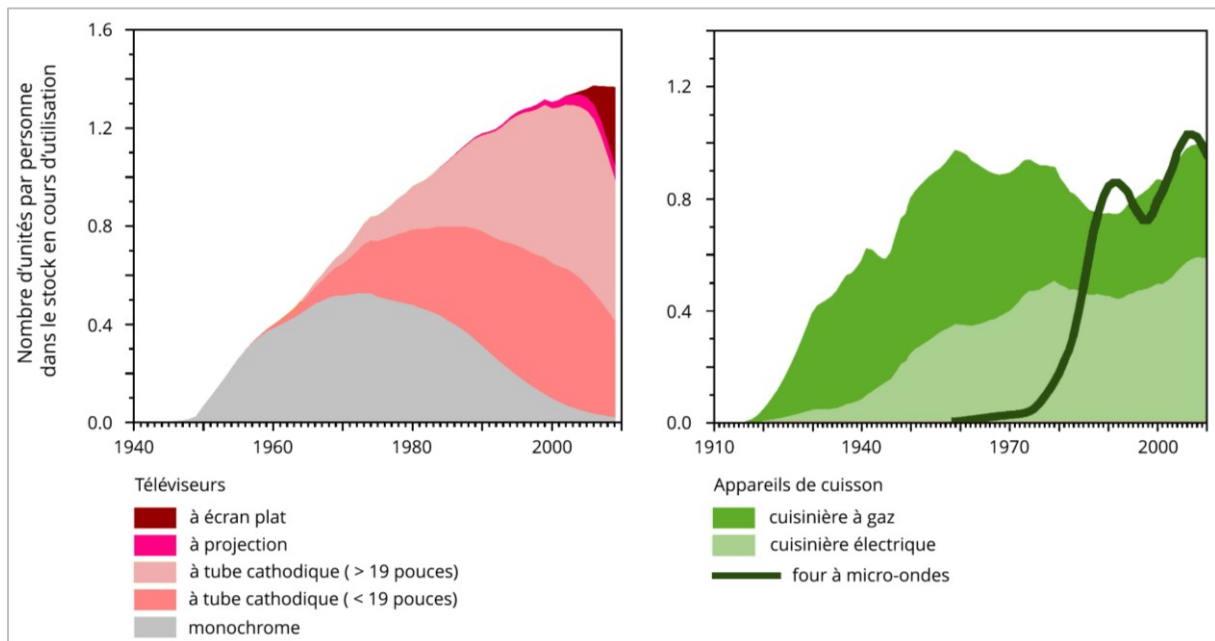


Figure 11 : Nombre de téléviseurs (à gauche) et d'appareils de cuisson (à droite) par personne dans le stock en cours d'utilisation, aux États-Unis ; traduit et adapté de (Chen & Graedel, 2015, p. 6267)

Ces tendances soulignent également le **phénomène d'accumulation technologique**, par lequel la société se dote de produits qui fournissent des services similaires, mais assurant des fonctions différentes (Chen & Graedel, 2015). Ce phénomène est illustré avec l'exemple des appareils de cuisson sur la *Figure 11 (à droite)*. Ainsi, de 1920 à 2010 aux États-Unis, parallèlement à l'équipement des foyers en cuisinières à gaz et en cuisinières électriques (relevant du phénomène de relais technologique), le marché des micro-ondes s'est fortement développé à partir des années 1960 (Chen & Graedel, 2015).

Ces deux phénomènes ont des **implications importantes sur la composition métallique des produits** (Chen & Graedel, 2015) : (1) au cours du temps, le développement de nouveaux produits mobilise un nombre grandissant de matériaux et de substances ; (2) les produits venant en relais technologique contiennent généralement plus de métaux, quantitativement et qualitativement, par rapport aux produits qu'ils remplacent ; (3) l'accumulation de produits et l'accumulation technologique conduisent à une croissance des stocks de métaux en utilisation et donc des flux de métaux. Ces derniers auteurs concluent ainsi (Chen & Graedel, 2015, p. 6270) : « *These phenomena reveal that manufactured capital in the United States has increasingly relied on the use of more and more types of materials and on the growing magnitude of use of most of them.* »³⁰

³⁰ Traduction : « Ces phénomènes révèlent que le capital de produits aux États-Unis repose sur l'utilisation d'un nombre toujours plus grand de types de matériaux et sur une utilisation de plus en plus importante de la plupart d'entre eux. »

▪ Diminution de la durée de vie des produits et obsolescence

La **durée de vie des produits**³¹ diminue continuellement depuis environ cinq décennies et ce phénomène s'est drastiquement accéléré à partir des années 2000 (Allwood, et al., 2011 ; Araújo, et al., 2012 ; Bakker, et al., 2014 ; Chen, et al., 2016 ; Hennies & Stamminger, 2016). Ceci est particulièrement valable pour les équipements électriques et électroniques (EEE) dont les durées de vie sont désormais de quelques années au plus (Araújo, et al., 2012 ; Bakker, et al., 2014 ; Chen, et al., 2016 ; Gamage, et al., 2023). Ainsi, la plupart des téléphones portables ne durent pas plus d'un an et demi avant d'être remplacés, les ordinateurs personnels trois ans ; des technologies plus récentes et plus avancées étant continuellement mises à disposition (Gamage, et al., 2023).

La durée de vie d'un produit est gouvernée par son **obsolescence**³², qui est, elle-même, la combinaison de trois obsolescences (Packard, 1961 ; Aladeojebi, 2013 ; Hennies & Stamminger, 2016) : (1) l'**obsolescence physique** (ou qualitative), causée par la fatigue matérielle ou la défaillance d'un composant ou d'un matériau ; (2) l'**obsolescence fonctionnelle** (ou technologique), induite par les innovations et les nouvelles fonctionnalités mises à disposition ; (3) l'**obsolescence psychologique**, par laquelle le produit est remplacé sous l'impulsion des tendances sociétales et des modes de vie.

Le plus souvent, l'obsolescence physique est subordonnée à l'**obsolescence programmée** (Aladeojebi, 2013 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Hennies & Stamminger, 2016). Cette dernière obsolescence consiste à réduire intentionnellement la durée de vie des produits par trois mécanismes (Aladeojebi, 2013) : (1) les produits ne sont utilisables que pendant une période limitée ; (2) les produits sont conçus pour être difficiles à réparer (le prix élevé de la réparation décourageant, de plus, les consommateurs et les incitant à privilégier le remplacement) ; (3) les produits sont conçus pour s'user et se détériorer rapidement. Il s'agit d'une stratégie délibérée qui vise à assurer la continuité des ventes (Rammelt & Crisp, 2014 ; Hennies & Stamminger, 2016), en forçant le consommateur à acheter des produits plus récents (Aladeojebi, 2013, p. 1504) : « *The purpose of planned obsolescence is to force consumers to purchase newer products by shortening the natural end of life of the current product they own.* »³³ Cette stratégie s'inscrit donc pleinement dans les **dynamiques économiques et commerciales associées au modèle de production discrète**³⁴. Les deux autres obsolescences (fonctionnelle et psychologique) sont également gouvernées par ces dynamiques. Ainsi, l'obsolescence fonctionnelle rejoint le phénomène de relais technologique, résultant tous deux de la volonté des producteurs de mettre sur le marché des produits aux fonctions constamment renouvelées (Aladeojebi, 2013, p. 1504) : « *Technical obsolescence is when producers introduce new product to replace the existing one. [...] It is "voluntary" as the device is still working and does not need to be discarded, but the current state of the product does not provide the satisfaction consumers want from their product due to the fact that newer versions with more functions are available. Technology obsolescence is achieved through design for enhancement.* »³⁵ Quant à l'obsolescence psychologique, elle est fortement influencée par la publicité, qui crée continuellement de nouveaux besoins et de nouveaux centres d'intérêt (Hennies & Stamminger, 2016).

³¹ La **durée de vie des produits** représente la durée moyenne de leur utilisation, entre leur achat et leur mise au rebut, sans pour autant qu'ils entrent effectivement dans la phase de gestion des déchets. La durée de vie des produits ne doit pas être confondue avec la durée de vie des métaux décrite en § 2.1.2.

³² L'**obsolescence** se définit comme l'usure des appareils techniques.

³³ Traduction : « *L'objectif de l'obsolescence programmée est de forcer les consommateurs à acheter des produits plus récents en raccourcissant la fin de vie normale du produit qu'ils possèdent actuellement.* »

³⁴ Ce modèle est décrit au début de la section « Enjeux économiques et sociaux » du § 2.2.1.

³⁵ Traduction : « *L'obsolescence technologique se produit lorsque les producteurs introduisent un nouveau produit pour remplacer le produit existant. [...] Elle est "volontaire", car l'appareil fonctionne encore et n'a pas besoin d'être mis au rebut, mais l'état actuel du produit n'apporte pas la satisfaction que les consommateurs attendent de leur produit du fait que des versions plus récentes dotées de davantage de fonctions sont disponibles. L'obsolescence technologique est obtenue par la conception pour l'amélioration.* »

Hennies et Stamminger (2016) ont conduit une étude sociologique en Allemagne (fondée sur une enquête en ligne) qui porte sur les habitudes et attentes des consommateurs concernant la durée de vie et la mise au rebut de cinq types d'appareils ménagers (lave-linge, téléviseur, ordinateur portable, mixeur à main et bouilloire). Il en ressort que, d'une part, **de nombreux produits encore en état de marche sont jetés** et que, d'autre part, **de nombreux autres ne sont pas réparés** du fait des coûts associés élevés ou de l'absence de services de réparation (Hennies & Stamminger, 2016). De plus, cette étude met en évidence le rôle prédominant de l'obsolescence fonctionnelle et de l'obsolescence psychologique (par rapport à l'obsolescence physique) dans les comportements de mise au rebut (Hennies & Stamminger, 2016), ce qui est confirmé par d'autres auteurs (Allwood, et al., 2011 ; Aladejobi, 2013).

Ces derniers constats soulèvent des **enjeux socioculturels véhiculés par les dynamiques économiques et commerciales** précédemment décrites (Cooper, 2005 ; Allwood, et al., 2011 ; Aladejobi, 2013). Ainsi, Cooper (2005) présente la conception d'un produit comme une combinaison de « formes et surfaces » (contenu physique et apparence), de « signes et scripts » (signaux qu'il transmet dans les relations humaines) et de « ventes et services » (stratégie marketing). Cet auteur affirme que le désir de remplacer les produits pourrait être contenu si les consommateurs disposaient de meilleures informations sur leur « (non-)durabilité » et s'ils pouvaient être impliqués dans la personnalisation de la production (Cooper, 2005). Il conclut par une critique des engagements publics promouvant les changements nécessaires pour mettre fin à la « culture du tout jetable », dans un contexte où ces changements peuvent être présentés comme une menace pour les modes de vie actuels (Cooper, 2005, p. 64) :

Public commitment to the changes required if the throwaway culture is to be superseded remains unconvincing. A need to increase resource productivity is accepted, but politicians currently address this in the context of efficiency, apparently wary of advocating policies that might be portrayed as a threat to contemporary lifestyles.³⁶

La durée de vie des produits conditionne la composition du gisement secondaire et son évolution dans le temps (UNEP, 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). En effet, plus la durée de vie d'un produit est courte, plus il est susceptible de rejoindre le gisement secondaire rapidement et plus il a de chance d'être remplacé par un nouveau produit présentant une composition différente (en termes de composants, de matériaux et de substances contenus). **Les processus d'obsolescence précédemment décrits contribuent donc à la mise en place d'un gisement secondaire présentant une composition hétérogène et variable, ce qui limite nécessairement les possibilités de réutilisation ou de recyclage.** Or, les installations de gestion des déchets sont généralement caractérisées par une capacité d'adaptation limitée, qui résulte de l'échelle des opérations (en taille et en complexité) et de l'intensité capitalistique correspondante (Verhoef, et al., 2004). Pour investir de manière rentable dans le développement d'infrastructures et d'équipements adaptés, il est nécessaire de disposer d'une masse critique de déchets – quantitativement et sur une période suffisamment longue – présentant des caractéristiques globalement similaires. Cela est incompatible avec l'évolution rapide des produits et de leur composition (Verhoef, et al., 2004 ; Van Schaik & Reuter, 2014).

³⁶ Traduction : « L'engagement public en faveur des changements nécessaires pour mettre fin à la culture du jetable reste peu convaincant. La nécessité d'accroître la productivité des ressources est admise, mais les hommes politiques abordent actuellement cette question sous l'angle de l'efficacité, apparemment peu enclins qu'ils sont à défendre des politiques susceptibles d'être présentées comme une menace pour les modes de vie contemporains. »

Enjeux technologiques : multiplication des fonctionnalités et augmentation des performances

Les concepteurs de produits cherchent continuellement à **améliorer les performances et la fiabilité de leurs produits** et à **créer de nouveaux produits pour de nouvelles applications, tout en augmentant les rendements de production et en diminuant les coûts** (Graedel, 2011a ; Greenfield & Graedel, 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Au fur et à mesure du développement des industries, ils ont donc tendance à rechercher des propriétés spécifiques en recourant à des éléments ou des combinaisons d'éléments particulières (Greenfield & Graedel, 2013 ; UNEP, 2013). Ainsi, la sophistication croissante des produits – qu'il s'agisse de produits « simples » ou de produits « complexes » – nécessite le recours à un plus grand nombre de matériaux, d'alliages et de métaux dans un même produit (Greenfield & Graedel, 2013 ; UNEP, 2013), comme rappelé par (Graedel, et al., 2015, p. 6295) :

Today, [...] substantial materials diversity in products of every kind is the rule rather than the exception. [...] This use of materials is not a whim of the designer, but a carefully calculated effort to achieve increasingly high performance in products simple to complex.³⁷

L'Encadré 1, page suivante, illustre le recours à un nombre croissant de matériaux différents dans le cas des véhicules automobiles.

En conséquence, les usages des métaux ne sont pas stables d'une année sur l'autre ; ils évoluent constamment selon les nouvelles possibilités d'utilisation identifiées par la recherche et selon l'évolution des marchés (Ueberschaar, 2017 ; Graedel, et al., 2022).

Bien que vraies pour tous les secteurs, les tendances précédentes s'observent tout particulièrement dans les **secteurs des Technologies de l'information et de la communication (TIC) et de l'électronique** (Babu, et al., 2007 ; Greenfield & Graedel, 2013 ; Ueberschaar, 2017 ; Dedryver & Couric, 2020). Ces secteurs sollicitent de nombreux métaux de spécialité, tels que le tantale (Ta), le gallium (Ga) ou le germanium (Ge), pour augmenter les performances des produits et permettre les sauts de performances entre les générations successives de produits (Dedryver & Couric, 2020). Ces derniers auteurs qualifient d'ailleurs ces métaux de (Dedryver & Couric, 2020, p. 11) : « **vitamines au service des nouvelles technologies numériques** ».

Ce constat peut être élargi à tous les autres secteurs (énergie, transport, agroalimentaire, etc.) du fait de leur électronique³⁸ grandissante. Ainsi, de nombreux produits de consommation courante, tels que les réfrigérateurs ou les radiateurs, deviennent des objets « électroniques » grâce à l'ajout de microprocesseurs programmables ; plus de 98 % de ces dispositifs sont intégrés dans des produits autres que des ordinateurs, tels que des appareils ménagers et des jouets (Babu, et al., 2007).

³⁷ Traduction : « Aujourd'hui, [...] la diversité substantielle des matériaux dans les produits de toutes sortes est la règle plutôt que l'exception. [...] Cette utilisation des matériaux n'est pas un caprice du concepteur, mais un effort soigneusement calculé pour atteindre des performances de plus en plus élevées dans les produits simples à complexes. »

³⁸ L'électronisation est le fait d'équiper un produit avec des moyens électroniques.

Encadré 1 : Évolution de la composition matérielle des véhicules automobiles

Environ 80 % du poids d'un véhicule automobile thermique se répartit entre le groupe moteur, le châssis et la carrosserie, qui étaient, historiquement, principalement composés d'aciers (Cheah, 2010). À partir des années 1980-1990, ces matériaux denses ont progressivement été remplacés par l'aluminium et les aciers à haute résistance (Cheah, 2010 ; Gradin, et al., 2013). Parmi les autres matériaux moins denses ou plus résistants, sont également utilisés le magnésium et les composites polymères, tels que les thermodurcissables et les thermoplastiques renforcés de fibres de verre et de carbone (Cheah, 2010 ; Gradin, et al., 2013). Au fil du temps, la composition matérielle des véhicules a ainsi évolué, avec une part grandissante (en pourcentage poids) de l'aluminium, des aciers à haute résistance, des plastiques et composites (Figure 12) (Cheah, 2010 ; Gradin, et al., 2013).

Ces évolutions sont le plus souvent présentées comme une mesure de réduction efficace du poids moyen des véhicules (et donc de leur consommation de combustibles fossiles). Bien que l'utilisation de ces matériaux ait contribué à l'allègement du poids moyen des véhicules, celui-ci a augmenté, en raison d'une préférence pour les véhicules de grande taille et de l'introduction continue de nouveaux dispositifs (Cheah, 2010 ; Van Schaik & Reuter, 2014). À ce dernier titre, l'intégration de nouvelles technologies – et l'électronisation associée – a également conduit au recours à un plus grand nombre de matériaux, d'alliages et de métaux, en particulier le cuivre, mais aussi de nombreux métaux de spécialité (Gradin, et al., 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Cette tendance devrait encore s'accélérer dans les années à venir, avec le déploiement des véhicules hybrides et électriques (Van Schaik & Reuter, 2014, p. 318) : « [...] the modern car is ever more complex, with increasing electronics and other gadgets that render it an extremely complex product. This will become even more true for an electric car [...] »³⁹

L'évolution de la composition matérielle des véhicules et leur complexification croissante augmentent la difficulté de concevoir des traitements efficaces pour le démontage et le recyclage des véhicules hors d'usage (VHU) (Gradin, et al., 2013, p. 24) : « While the use of lightweight materials improves fuel efficiency, it results in lower overall levels of recyclability. [...] New ELV scrapping and recycling processes need to be developed to allow the more challenging material fractions to be recycled. »⁴⁰

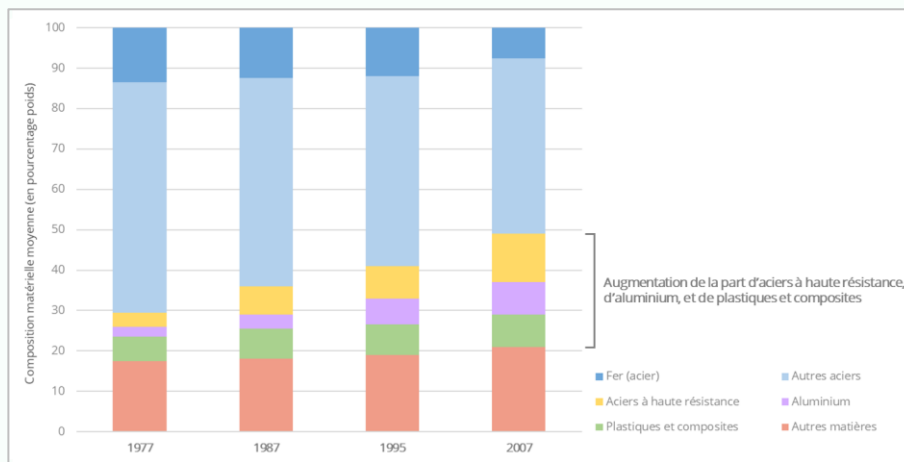


Figure 12 : Évolution de la composition matérielle moyenne (en pourcentage poids) des véhicules aux États-Unis, entre 1977 et 2007 ; traduit et adapté de (Cheah, 2010, p. 34)

En conclusion, **tous les enjeux économiques et technologiques** décrits précédemment (accumulation des produits, relais technologique, diminution de la durée de vie et obsolescences, innovations technologiques, etc.) **conduisent inévitablement à ce que la composition des produits change continuellement et soit difficile à prévoir** (Verhoef, et al., 2004). De façon corollaire, il en est de même pour la composition des déchets, ce qui contraint considérablement leur gestion (Verhoef, et al., 2004).

³⁹ Traduction : « [...] la voiture moderne est de plus en plus complexe, avec de plus en plus d'électronique et d'autres gadgets qui en font un produit extrêmement complexe. Cela sera encore plus vrai pour une voiture électrique [...] »

⁴⁰ Traduction : « Si l'utilisation de matériaux légers améliore le rendement énergétique, elle se traduit par des niveaux globaux de recyclabilité plus faibles. [...] De nouveaux processus de démantèlement et de recyclage des VHU doivent être mis au point pour permettre le recyclage des fractions de matériaux les plus difficiles. »

2.2.2. Complexification des produits et dispersion métallique

Compositions de plus en plus complexes

Comme mis en évidence précédemment, les innovations technologiques – tous secteurs confondus – reposent sur une palette d'éléments et de matériaux de plus en plus grande, et les matériaux sont fabriqués à partir de mélanges de plus en plus complexes d'éléments et de composés chimiques (Johnson, et al., 2007 ; Reck & Graedel, 2012 ; Greenfield & Graedel, 2013 ; UNEP, 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Graedel et al., 2015 ; Reuter, 2016 ; King, 2019 ; Ljunggren Söderman & André, 2019 ; Reuter, et al., 2019). Parallèlement, les matériaux sont incorporés à des échelles toujours plus fines, jusqu'à nanométriques (King, 2019 ; Reuter, et al., 2019).

Les fonctionnalités permises par les appareils actuellement conçus dépendent de ces évolutions matérielles (Reck & Graedel, 2012 ; Reuter, 2016), comme souligné par (Reuter, et al., 2019, p. 255) : « **Of particular concern are the [minor technology elements] that go lost, like spreading salt and pepper over the Earth and then trying to recover the salt economically. [...] [most technologies used daily by modern societies] depend not only on the availability of bulk structural metals used for their manufacture (like steel alloys, copper and its alloys, and aluminum alloys) but also on increasingly complex combinations of minor metals and technology elements that facilitate specific functionalities.** »⁴¹

Par conséquent, les choix technologiques contemporains présentent une problématique majeure : **plus le produit est complexe, plus il est susceptible d'être performant, mais plus sa gestion en tant que déchet s'avère difficile** (Reck & Graedel, 2012, p. 691) :

Overall, modern technology has produced a conundrum: The more intricate the product and the more diverse the materials set it uses, the better it is likely to perform, but the more difficult it is to recycle so as to preserve the resources that were essential to making it work in the first place.⁴²

La forme sous laquelle se présentent les métaux conditionne la faisabilité, les techniques et le prix de la gestion des produits en fin de vie (Worrell & Reuter, 2014 ; King, 2019 ; Dedryver & Couric, 2020 ; Chen & Zeng, 2022). Plus un métal est intégré dans des alliages et des matériaux composites complexes, plus il est difficile de l'extraire des composants et des produits associés, et plus la difficulté et le prix du recyclage augmentent (Reck & Graedel, 2012 ; Worrell & Reuter, 2014 ; Reuter, 2016 ; Chen & Zeng, 2022). Cependant, la plupart des concepteurs n'ont jusqu'alors pas suffisamment tenu compte de ce facteur lors de la conception des produits car ils privilégient leur prix et leur fonction, plutôt que la gestion des déchets, comme rappelé par (Forti, et al., 2020, p. 57) :

Cependant, le secteur du recyclage est souvent confronté à des coûts élevés de recyclage et à des problèmes de recyclage des matériaux. Ainsi, il est difficile de récupérer certains matériaux [...] étant donné qu'ils sont utilisés de façon dispersée dans les produits et que **les produits ne sont ni conçus, ni assemblés compte tenu des principes de recyclage.**

Il est, de plus, attendu que cette tendance se renforce à l'avenir (Chen & Zeng, 2022).

⁴¹ Traduction : « *Ce qui est particulièrement préoccupant, ce sont les [éléments technologiques mineurs] qui se perdent, comme si l'on répandait du sel et du poivre sur la Terre et que l'on essayait ensuite de récupérer le sel de manière économique. [...] [les technologies utilisées quotidiennement par les sociétés modernes] dépendent non seulement de la disponibilité des métaux structurels utilisés pour leur fabrication (comme les alliages d'acier, le cuivre et ses alliages et les alliages d'aluminium), mais aussi de combinaisons de plus en plus complexes de métaux mineurs et d'éléments technologiques qui facilitent des fonctionnalités spécifiques.* »

⁴² Traduction : « *Dans l'ensemble, la technologie moderne a engendré une énigme ; plus le produit est complexe et plus la gamme de matériaux qu'il utilise est diversifiée, plus il est susceptible d'être performant, mais plus il est difficile de le recycler afin de préserver les ressources qui étaient essentielles pour le faire fonctionner en premier lieu.* »

Afin d'évaluer le lien entre complexité des produits et recyclabilité, Dahmus et Gutowski (2007) ont défini le **paramètre de mélange des matériaux (H)** (ou *materials mixing parameter H*) (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Gutowski, 2011). Ce paramètre est calculé à partir de la moyenne du nombre d'étapes nécessaires pour extraire les métaux et matériaux du produit (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Gutowski, 2011). La Figure 13 représente, pour 20 produits, la valeur monétaire des matériaux générés par recyclage du produit en fonction du paramètre de mélange des matériaux (H) (Dahmus & Gutowski, 2007). Les cercles de couleur bleu représentent les taux de recyclage⁴³. Dahmus et Gutowski (2007) constatent que les produits les mieux recyclés sont ceux qui présentent : soit un H très faible (peu d'étapes nécessaires pour leur recyclage, ex : cannettes d'aluminium) ; soit une valeur monétaire importante (ex : véhicules automobiles). Ces résultats suggèrent l'existence d'une **limite apparente de recyclage**⁴⁴ (à partir de $H > 0,5$) en dessous de laquelle le recyclage est peu probable (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Graedel, 2011a).

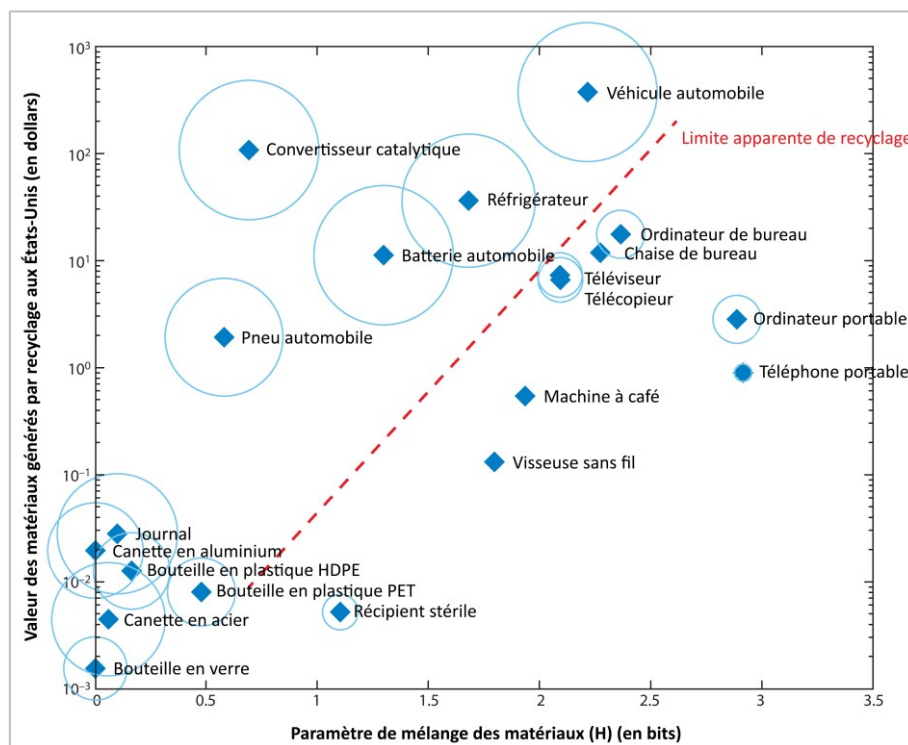


Figure 13 : Valeur monétaire des matériaux générés par recyclage aux États-Unis (en dollars) en fonction du paramètre de mélange des matériaux (H) (en bits⁴⁵), pour 20 produits ; les cercles représentant les taux de recyclage des matériaux ; traduit et adapté⁴⁶ de (Dahmus & Gutowski, 2007, p. 7546)

De façon générale, les travaux de Dahmus & Gutowski (2007) mettent en évidence que tous les produits sont devenus matériellement plus complexes, principalement du fait d'un plus grand mélange de matériaux ; ce qui se traduit par une réduction remarquable de leur recyclabilité. Selon Graedel (2011a), les chercheurs en matériaux et les concepteurs de produits devraient systématiquement calculer les valeurs H pour les nouvelles conceptions et s'efforcer de les rendre aussi faibles que possible.

⁴³ Les auteurs ne précisent pas quel taux de recyclage est pris en compte – voir les principaux indicateurs du recyclage en § 3.1.1 – et comment il est déterminé. Néanmoins, les produits qui ne sont pas entourés d'un cercle ont des taux de recyclage quasiment nuls (Dahmus & Gutowski, 2007).

⁴⁴ Le modèle établi par les auteurs ne fournit pas l'emplacement exact de cette limite, il s'agit davantage d'une représentation graphique.

⁴⁵ Le **bit** est une unité élémentaire qui ne peut prendre que deux valeurs distinctes : 0 ou 1.

⁴⁶ Cette figure est initialement tirée de (Graedel, 2011a, p. 332).

Association d'un nombre grandissant de métaux différents

La complexification de la composition des produits se traduit tout d'abord par une « *sollicitation toujours plus grande de la table de Mendeleïev* » (Bihoux & de Guillebon, 2010, p. 45). La palette des substances utilisées par les concepteurs a connu une évolution radicale à partir des années 1990, de telle sorte qu'**aujourd'hui pratiquement tous les éléments stables sont sollicités** (Bihoux & de Guillebon, 2010 ; Graedel, 2011a ; Reck & Graedel, 2012 ; Greenfield & Graedel, 2013 ; King, 2019), comme souligné par (Graedel, 2011a, p. 324) :

Assessors of technology no longer tend to ask, "What is being used?" but rather, "What is not being used?" The answer to the last question is, increasingly, "Almost nothing."⁴⁷

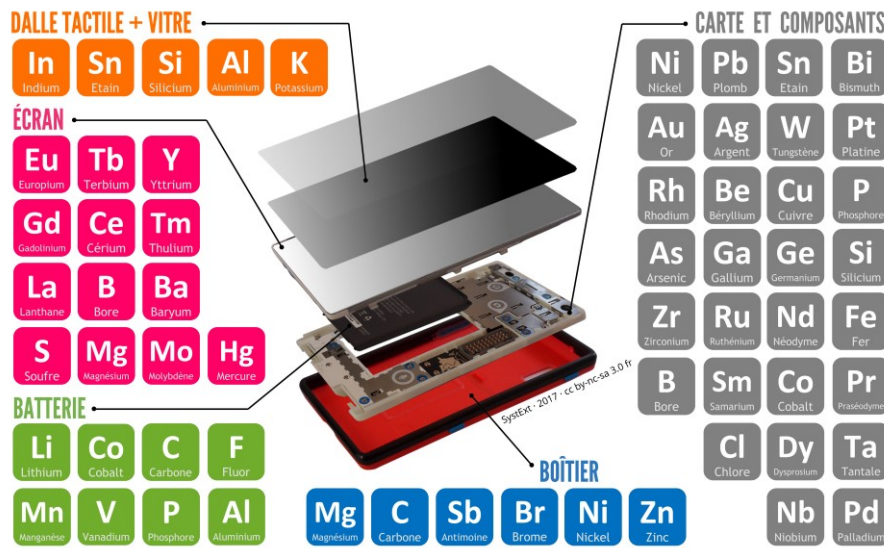
Bien que ce constat soit valable pour les tous les secteurs, il est particulièrement probant pour celui de l'électronique. À titre d'illustration, les **cartes électroniques** (appelées également « circuits imprimés ») contenaient « seulement » 12 éléments⁴⁸ dans les années 1980, auxquels ont été ajoutés le tantale (Ta), le tungstène (W), le brome (Br) et le titane (Ti) dans les années 1990 (Greenfield & Graedel, 2013). Dans les années 2000, ce nombre a considérablement augmenté pour atteindre aujourd'hui plus de 60 éléments ; soit à peu près tous les éléments du tableau de Mendeleïev, sauf ceux qui sont solubles dans l'eau, gazeux ou radioactifs (Greenfield & Graedel, 2013). De la même façon, la composition élémentaire des **téléphones portables** a été largement étendue : tandis que le premier téléphone portable à avoir été commercialisé (le DynaTAC 8000X de Motorola, en 1983) requérait 35 éléments, les smartphones actuels en requièrent entre 65 et 70 (King A. H., 2019). À ce dernier titre, SystExt a réalisé une étude afin de déterminer quels éléments sont utilisés dans un smartphone « moyen » et dans quel but (SystExt, 2017). L'association a ainsi pu identifier 52 substances différentes, comme représenté sur la *Figure 14, page suivante*.

Ces tendances s'observent également pour les **substances radioactives**, notamment dans le domaine de la médecine nucléaire⁴⁹. Depuis son apparition dans les années 1930-1940, ce domaine s'est rapidement développé en termes de diversité de technologies et d'éléments utilisés (Greenfield & Graedel, 2013). La médecine nucléaire emploie ainsi plus de 200 radioisotopes, tels que le sodium-24 pour le traitement de la leucémie, le technétium-99 pour l'imagerie médicale, le samarium-153 pour les soins palliatifs (en particulier pour les cancers des os), etc. (Greenfield & Graedel, 2013) À toutes ces substances, s'ajoutent celles nécessaires aux appareils médicaux, au nombre de 70 (Greenfield & Graedel, 2013).

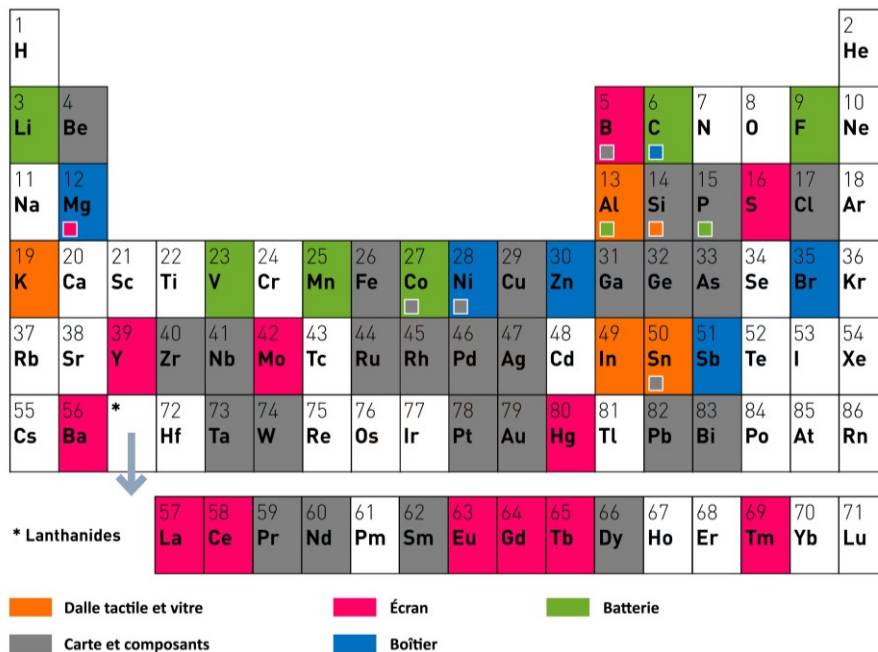
⁴⁷ Traduction : « *Les analystes de la technologie n'ont plus tendance à se demander "Qu'est-ce qui est utilisé ?" mais plutôt "Qu'est-ce qui n'est pas utilisé ?" La réponse à cette dernière question est de plus en plus "Presque rien".* »

⁴⁸ Les douze éléments concernés sont : hydrogène (H), bore (B), azote (N), oxygène (O), fluor (F), aluminium (Al), silicium (Si), phosphore (P), chlore (Cl), argon (Ar), arsenic (As) et antimoine (Sb) (Greenfield & Graedel, 2013).

⁴⁹ La **médecine nucléaire** correspond à l'utilisation de substances radioactives pour le diagnostic et le traitement des maladies.



Cartographie de la composition élémentaire d'un smartphone « moyen », selon chaque composant (dalle tactile et vitre, écran, batterie, boîtier et carte électronique) | SystExt · 2017 · cc by-nc-sa 4.0 deed



Représentation de la composition élémentaire d'un smartphone « moyen » dans le tableau périodique des éléments, selon chaque composant d'un smartphone ; pour un total de 52 éléments différents et 61 occurrences (certains éléments étant présents dans plusieurs composants, comme figuré par les carrés colorés au contour blanc) | SystExt · 2021 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; fond adapté de (UNEP, 2011)

À partir des données publiquement accessibles, il est impossible de disposer d'une information précise sur les éléments constitutifs d'un smartphone, que ce soit pour un modèle en particulier ou pour une gamme d'appareils (Blandin, 2016 ; SystExt, 2017). Cette problématique provient notamment du caractère dispersé et parcellaire des informations, ainsi que de l'abondance de composants, de matériaux et de substances contenus (Blandin, 2016 ; SystExt, 2017). Pour la majorité des composants, il n'existe pas de fiche technique « type » ; ils contiendront : des substances absolument nécessaires, d'autres qui peuvent venir en substitution – totalement ou partiellement – et d'autres encore qui ne sont testées que sur certains modèles (SystExt, 2017).

Figure 14 : Cartographie de la composition élémentaire d'un smartphone « moyen » (en haut) et représentation associée dans le tableau périodique des éléments (en bas) selon chaque composant d'un smartphone (dalle tactile et vitre, écran, batterie, boîtier et carte électronique), pour un total de 52 éléments différents ; d'après données issues de (SystExt, 2017)

Matériaux complexes

La complexification de la composition des produits se traduit également par la multiplication des matériaux complexes, en particulier en termes d'alliages et de dopages.

▪ Alliages nombreux et de plus en plus sophistiqués⁵⁰

Les alliages⁵¹ métalliques représentent une part très importante des usages des métaux. Graedel, et al. (2022) ont étudié la part de l'utilisation des métaux sous forme d'alliages en analysant les usages de 61 substances, comme synthétisé en Figure 15. Il en ressort que pour 23 des métaux, plus de la moitié de la demande est liée aux alliages (Graedel, et al., 2022). De plus, la part de l'usage sous forme d'alliages est très élevée (supérieure à 70 %) pour la plupart des métaux ferreux et non ferreux comme l'aluminium (Al), le vanadium (V) ou le niobium (Nb), mais aussi pour de nombreux métaux de spécialité, comme le samarium (Sm), le molybdène (Mo) ou le tellure (Te) (Graedel, et al., 2022).

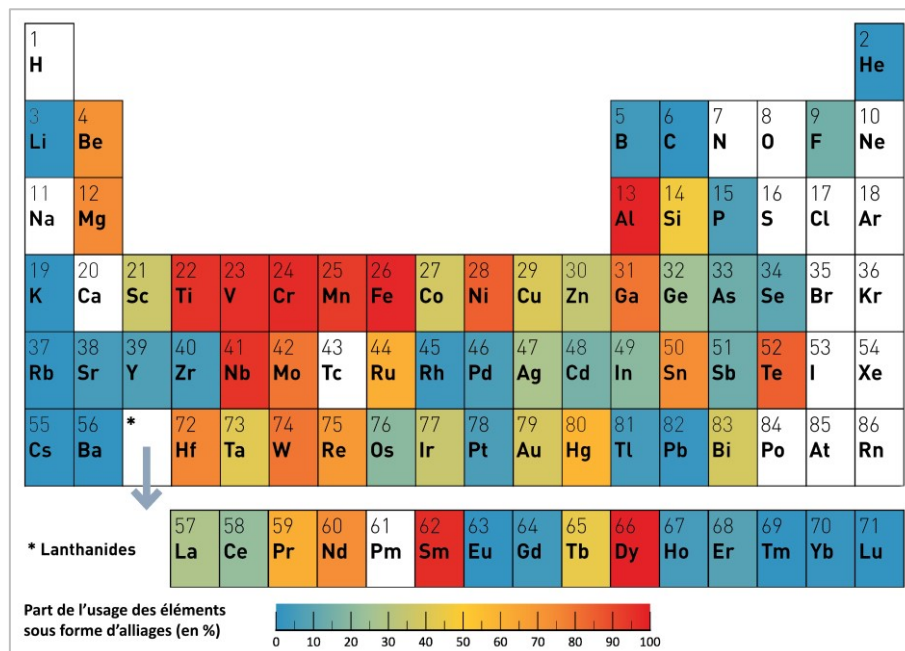


Figure 15 : Part de l'usage des éléments sous forme d'alliages (en %) ; traduit et adapté (échelle de couleur conservée) de (Graedel, et al., 2022, p. 4)

Les **alliages** sont généralement constitués d'un ou plusieurs métaux dominants (ou éléments d'alliage principaux) et de pourcentages faibles d'autres métaux (ou éléments d'alliage mineurs), qui sont ajoutés pour modifier les propriétés du matériau et en augmenter les performances. Les principaux alliages sont ceux d'acier, d'aluminium, de cuivre, de magnésium, de titane ainsi que les superalliages (à base de nickel et de cobalt) (Graedel, 2011a ; Graedel, et al., 2022 ; Raabe, 2023). Selon les caractéristiques recherchées, des éléments aux propriétés physicochimiques très différentes peuvent être sollicités, comme illustré avec le cas des alliages de cuivre sur la Figure 16, page suivante. Les compositions d'alliage étant conçues pour répondre à des exigences précises pour des composants ou des produits spécifiques, **le nombre de compositions d'alliage testées et commercialisées se compte en milliers** (Graedel, et al., 2022).

⁵⁰ Par « sophistication », SystExt désigne le haut degré de complexité des alliages, des matériaux, etc.

⁵¹ Les **alliages** consistent en un mélange de plusieurs éléments dont l'un d'eux est un métal.

Ainsi, il existe environ 5 000 alliages d'acier, depuis le « simple » acier de construction jusqu'à l'acier à ultra-haute résistance (UNEP, 2013), et plus de 400 alliages de cuivre, les plus courants étant les laitons (contenant de 5 à 45 % en masse de zinc [Zn]) et les bronzes (contenant de 3 à 20 % en masse d'étain [Sn]) (UNEP, 2013 ; L'Éléментарium).

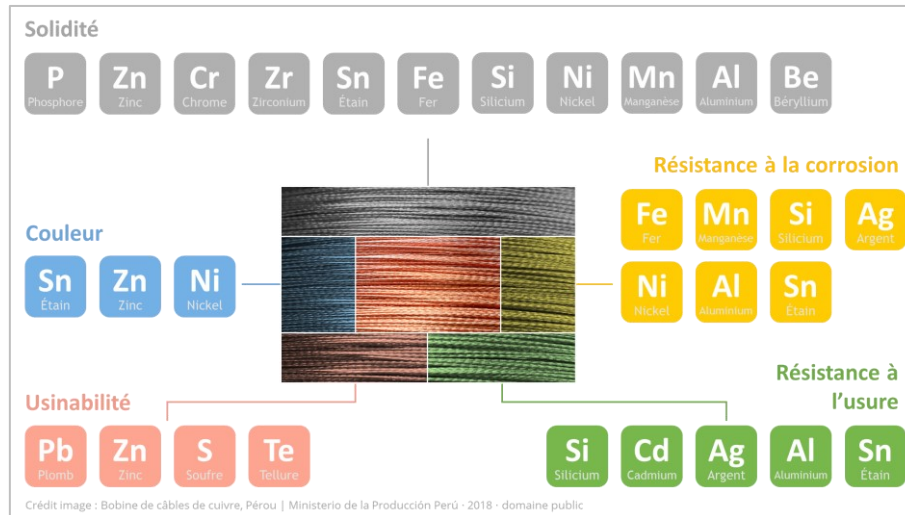


Figure 16 : Exemples d'éléments influençant certaines propriétés des alliages de cuivre (solidité, couleur, usinabilité, résistance à la corrosion, résistance à l'usure) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (UNEP, 2013, p. 54)

Les innovations technologiques décrites dans les paragraphes précédents ont **conduit à l'élaboration de nouveaux types d'alliages**, tels que, par exemple : (1) les aciers faiblement alliés à haute résistance (HSLA) qui permettent de réduire le poids tout en présentant une résistance et une dureté élevées – contenant typiquement du fer (Fe), du vanadium (V), du chrome (Cr), du manganèse (Mn), du niobium (Nb) et du molybdène (Mo) ; (2) les alliages à haute entropie dont les résistances à l'usure, à l'oxydation et à la corrosion dépassent la plupart des matériaux existants – contenant typiquement de l'aluminium (Al), du chrome (Cr), du cobalt (Co), du cuivre (Cu) et du fer (Fe) (Oh, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022).

De plus, les alliages se complexifient continuellement **par l'incorporation d'un nombre croissant d'éléments et par la création de structures minéralogiques complexes** (Gaustad, et al., 2010 ; Oh, et al., 2019 ; Pollock & Van der Ven, 2019 ; Raabe, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022 ; Raabe, 2023). À titre d'exemple, les aubes de turbine de moteur à réaction sont composées de superalliages contenant 12 éléments (nickel [Ni], cobalt [Co], aluminium [Al], chrome [Cr], tantale [Ta], tungstène [W], molybdène [Mo], rhénium [Re], hafnium [Hf], yttrium [Y], carbone [C] et bore [B]) et de revêtements contenant 5 éléments (nickel [Ni], platine [Pt], aluminium [Al], zirconium [Zr] et yttrium [Y]) (Greenfield & Graedel, 2013). La Figure 17, page suivante, met en évidence les évolutions historiques des alliages, en termes d'augmentation du nombre d'éléments d'alliage principaux et de développement de types d'alliages. Il est attendu que ces évolutions se poursuivent et s'accroissent, les concepteurs se donnant désormais pour objectif de concevoir des alliages « à la demande » (Pollock & Van der Ven, 2019).

Les alliages soulèvent des **enjeux supplémentaires en termes de gestion des déchets**, car les matériaux multiéléments sont particulièrement difficiles à réutiliser et à recycler (Graedel, 2011a ; Raabe, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022 ; Raabe, 2023). En général, les alliages ne sont recyclés que : (1) s'ils sont collectés séparément de façon à limiter les contaminations par d'autres éléments ; (2) s'ils sont réutilisés ou traités en tant qu'alliage particulier ou famille d'alliages (Graedel, 2011a).

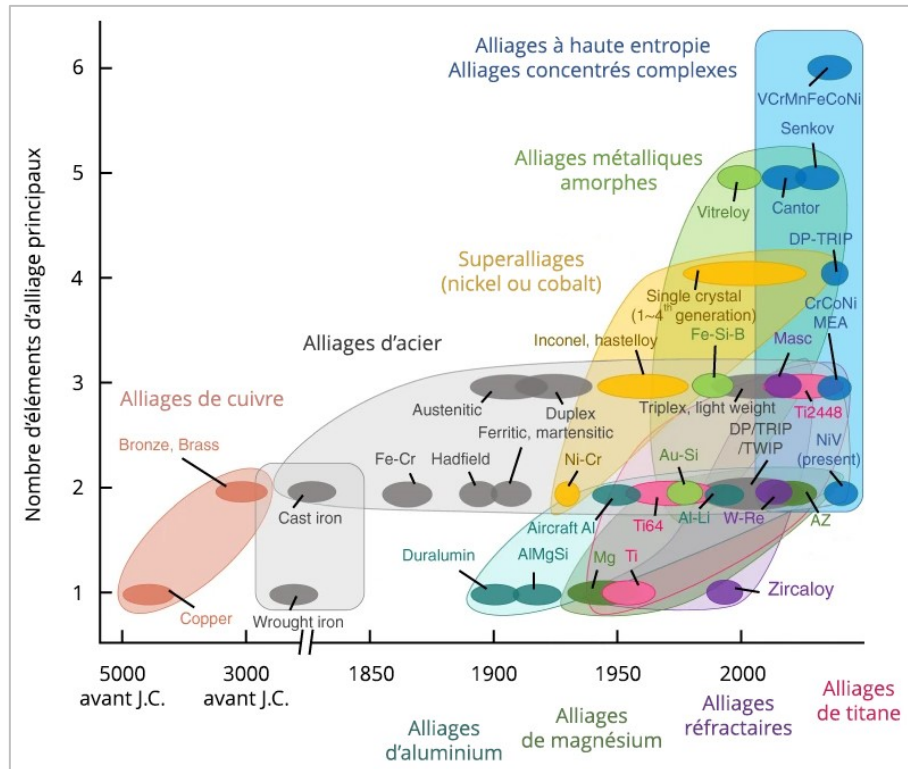


Figure 17 : Évolution historique des principaux types d'alliages par rapport au nombre d'éléments d'alliage principaux ; traduit (hors noms des alliages) et adapté de (Oh, et al., 2019, p. 2) · cc by 4.0

Au regard de la multiplication des types d'alliages et de leur complexification, il est à craindre que de nombreux alliages ne soient utilisés qu'une fois avant d'être définitivement perdus (Graedel, et al., 2022, p. 5) :

[...] without end-of-life concerns being considered by materials scientists, it seems likely that many modern alloys, especially high-complexity alloys, will see only a single use and then be lost or nonfunctionally recycled.⁵²

▪ Matériaux semi-conducteurs et dopages

Le **dopage** correspond à l'ajout d'éléments dans des matériaux semi-conducteurs afin d'augmenter leurs performances, en termes de conductivité électrique, d'absorption-émission dans différentes longueurs d'onde, etc. (Talens Peiró, et al., 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Ils sont utilisés dans des composants tels que les circuits imprimés, les films minces⁵³, les fibres optiques ou encore les luminophores (Talens Peiró, et al., 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Les **luminophores** (parfois appelés « phosphores ») présentent des propriétés de phosphorescence (émission de lumière) et de fluorescence (émission de lumière précédemment absorbée) dont la composition varie en fonction de la couleur de la lumière souhaitée. Ils sont principalement utilisés pour l'éclairage (84 %), pour les écrans à cristaux liquides (12 %) et pour les écrans à plasma (4 %) (Talens Peiró, et al., 2013).

⁵² Traduction : « [...] si les spécialistes des matériaux ne se préoccupent pas de la fin de vie, il est probable que de nombreux alliages modernes, en particulier les alliages très complexes, ne connaîtront qu'une seule utilisation et seront ensuite perdus ou recyclés de façon non fonctionnelle. »

⁵³ Un **film mince** (ou couche mince) désigne une couche de matériaux de faible épaisseur (généralement de quelques nanomètres) déposée sur un substrat ou sur une couche déposée antérieurement. Certaines techniques permettent de déposer une seule couche atomique à la fois.

Ces matériaux se caractérisent par un **haut degré de complexité**, étant donné qu'ils associent de nombreux éléments à une échelle très fine. Les luminophores sont en effet constitués d'oxydes de composition très variée (tels que des phosphates de calcium [Ca] et de chlore [Cl], des aluminates de baryum [Ba] et de magnésium [Mg] ou encore des oxydes d'yttrium [Y]), qui sont dopés par des ions métalliques (plomb [Pb], manganèse [Mn], antimoine [Sb], par exemple) ou des lanthanides (europium [Eu], terbium [Tb], cérium [Ce], par exemple) (Lim, et al., 2013 ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Anand & Singh, 2021 ; Esbrí, et al., 2021).

2.2.3. Différents types de stocks

La complexité du gisement secondaire ne réside pas seulement dans le fait qu'il intègre des quantités grandissantes de produits constamment renouvelés, présentant des compositions matérielles particulièrement variées et complexes. Elle tient également de la **localisation des déchets** et de leur **accessibilité**⁵⁴. En effet, à l'image des gisements primaires, la valorisation des ressources secondaires n'est possible que si les stocks où elles se trouvent sont atteignables et exploitables, dans des conditions économiques données (Oguchi, et al., 2011 ; Chen & Zeng, 2022).

Tout au long de leur cycle de vie, les métaux rejoignent des stocks – certains étant circonscrits, d'autres étant diffus – de façon temporaire ou permanente. Différentes approches existent pour caractériser ces stocks, selon : l'évolution des flux de substances (Graedel, 2011b ; Graedel, 2019 ; Kral, et al., 2019) ; les modalités de dispersion des éléments et les pertes associées (Gordon, et al., 2006 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Helbig, et al., 2020 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a) ; ou encore l'accessibilité de la ressource secondaire (Van Oers, et al., 2020 ; Dewulf, et al., 2021 ; Moraga, et al., 2021). SystExt dresse ci-dessous une classification des stocks fondée sur les éléments communs à toutes ces approches.

Stocks « accessibles » liés à la phase d'utilisation

Les stocks généralement considérés comme les plus accessibles sont ceux liés à la phase d'utilisation. Ils peuvent être classés en quatre types, selon la situation des produits qu'ils contiennent :

- les **stocks en cours d'utilisation** qui regroupent les produits en cours d'utilisation active (Graedel, 2011b ; Chen & Graedel, 2015), et dont l'évolution dépend fortement de la durée de vie des produits (Chen & Graedel, 2015 ; Graedel, 2018) ;
- les **stocks en hibernation** qui regroupent les produits qui ne sont plus en cours d'utilisation, mais qui n'ont pas non plus rejoint la phase de gestion des déchets ; le vieux téléphone portable laissé dans un tiroir en étant l'exemple typique (Graedel, 2011b ; Friege, 2012 ; Moraga, et al., 2021) ;
- les **stocks en sommeil** qui regroupent les produits qui auraient dû rejoindre la phase de gestion des déchets, mais qui ont été délaissés ; les câbles enterrés obsolètes laissés sur place au moment de la réfection d'un réseau téléphonique ou électrique, par l'exemple (Graedel, 2011b) ;
- les **stocks abandonnés** (souvent associés aux stocks en sommeil dans la littérature) qui regroupent les produits qui auraient dû rejoindre la phase de gestion des déchets, mais qui ont sciemment été conservés, pour des raisons patrimoniales, par exemple, tels que les friches industrielles et les anciens rails de chemin de fer (Graedel, 2011b ; Dewulf, et al., 2021).

⁵⁴ Concernant l'**accessibilité des ressources secondaires**, SystExt retient la définition de (Dewulf, et al., 2021), à savoir la capacité d'utiliser une ressource ; ce concept étant à distinguer de la **disponibilité**, que ces mêmes auteurs définissent comme la présence physique d'une ressource.

Les quantités de produits associées aux stocks en hibernation ne doivent pas être sous-estimées, car elles peuvent être élevées. À titre d'exemple, 350 000 tonnes d'équipements électriques et électroniques⁵⁵ non utilisés se trouveraient ainsi dans les foyers allemands, et 500 millions de téléphones non utilisés dans les foyers américains (Friege, 2012). Selon tous les auteurs étudiés, il s'agit du stock dont les ressources pourraient le plus aisément être rendues accessibles, étant donné que leur inaccessibilité actuelle n'est due qu'à des facteurs socio-économiques (insuffisance des filières de collecte, manque d'incitation financière, etc.).

Les stocks en sommeil et les stocks abandonnés représentent des quantités de métal importantes, probablement supérieures à celles des stocks en hibernation. À titre d'exemple, une étude de 2011 portant sur les stocks de cuivre dans les réseaux électriques suédois démontre que 20 % du cuivre du réseau n'était plus utilisé dans des villes comme Göteborg (comptant plus de 500 000 habitants à cette période) (Dewulf, et al., 2021). Pour rendre les ressources associées accessibles, il serait tout d'abord nécessaire de connaître leur emplacement et leur composition, car très peu d'informations sont disponibles et très peu d'études sont consacrées à cette question (Dewulf, et al., 2021).

Stocks « inaccessibles » liés aux pertes

Les stocks généralement considérés comme les plus inaccessibles sont ceux liés aux pertes, qui interviennent à toutes les phases du cycle de vie des métaux. Ils peuvent être classés en trois types, selon le compartiment récepteur des produits ou des substances associés :

- les stocks **associés aux installations de gestion de déchets** ($St_{déchets}$), telles que les dépôts de déchets miniers, les décharges homologuées ou encore les décharges « sauvages » (Gordon, et al., 2006 ; Friege, 2012 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013) ;
- les stocks **dispersés dans la technosphère** (St_{techno}) associés aux pertes par dissipation⁵⁶ dans les différents flux de matières (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Van Oers, et al., 2020 ; Dewulf, et al., 2021) ;
- les stocks **dispersés dans l'environnement** (St_{env}) associés aux émissions de substances – qu'elles soient intentionnelles ou non – dans l'air, les sols, les eaux de surface et souterraines, etc. (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Kral, et al., 2019 ; Dewulf, et al., 2021).

Ainsi qu'introduit précédemment au sujet des cycles anthropiques des métaux (§ 2.1.2), tous les auteurs étudiés s'accordent sur le fait que **très peu de données sont disponibles sur ces trois types de stocks, tant en termes de localisation, de composition que de quantités de métaux associées**. Ces incertitudes s'avèrent d'autant plus problématiques que ces stocks contiennent de nombreuses substances toxiques et écotoxiques (Kral, et al., 2019). À titre d'illustration, l'Union européenne compterait entre 150 000 et 500 000 décharges, la majorité d'entre elles n'étant plus en fonctionnement (Blengini, et al., 2019). Si les volumes stockés sont le plus souvent connus – car déclarés (estimés à 61 millions de tonnes en 2015) – leur composition métallique ne l'est pas, du fait de l'absence de collecte systématique des données associées (Blengini, et al., 2019).

⁵⁵ Cela équivaut à 40 % de la quantité de déchets d'équipements électroniques et électriques (DEEE) collectés en Allemagne en 2017 (837 000 tonnes déclarées) (Forti, et al., 2020).

⁵⁶ Les pertes par dissipation sont détaillées dans le § 3.2.1.

De façon unanime, les auteurs étudiés s'accordent sur l'inaccessibilité des stocks dispersés dans l'environnement (St_{env}). La grande majorité d'entre eux aboutissent à la même conclusion pour les stocks dispersés dans la technosphère (St_{techno}) et les stocks associés aux installations de gestion de déchets ($St_{déchets}$). Concernant ces derniers types de stocks, certains comptent néanmoins sur des développements technologiques à long terme permettant de valoriser les métaux contenus (Blengini, et al., 2019 ; Dewulf, et al., 2021 ; Van Oers, et al., 2020). Ils alertent cependant sur la nécessité de s'assurer que l'impact environnemental ne dépassera pas le bénéfice tiré par cette valorisation (Blengini, et al., 2019 ; Van Oers, et al., 2020).

La *Figure 18* appuie ces conclusions par la représentation de la **durée d'inaccessibilité des ressources secondaires** (Dewulf, et al., 2021). Pour les St_{techno} et St_{env} , ces durées sont estimées à plus de 500 ans et « *tendraient vers l'infini* » [trad.] (Dewulf, et al., 2021, p. 4). Pour les $St_{déchets}$, ces durées restent très élevées (de 25 à 500 ans) et sont similaires à celles estimées pour les stocks en sommeil et abandonnés (regroupés initialement par les auteurs) (Dewulf, et al., 2021). Seuls les stocks en hibernation présentent une durée d'inaccessibilité inférieure à celle d'une génération (2,5 ans selon la littérature ; de 1 à 5 ans selon les auteurs).

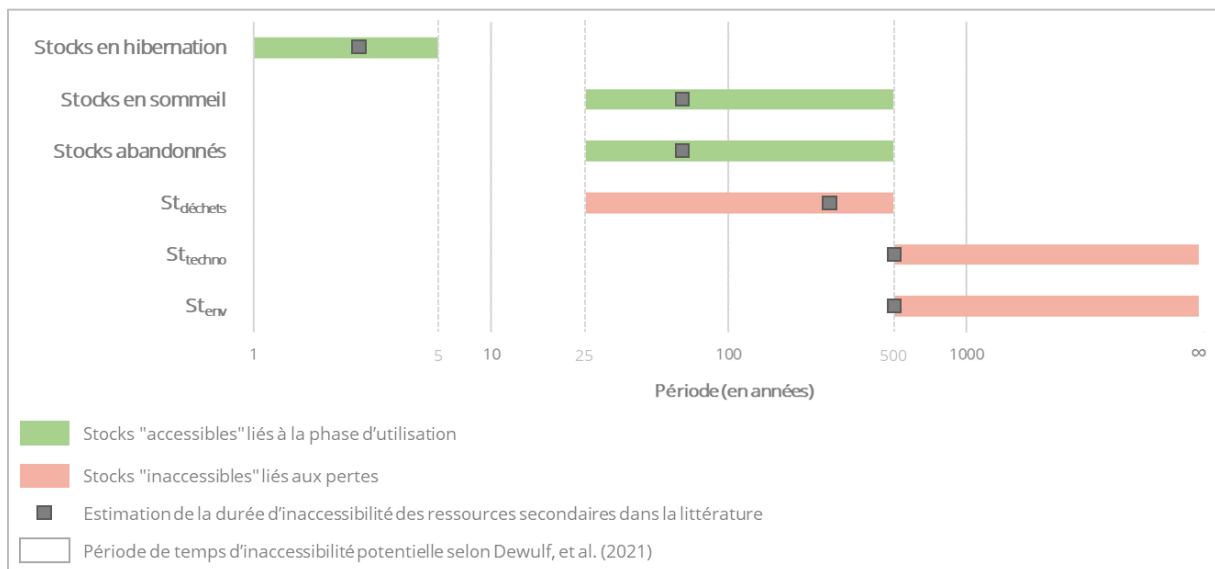


Figure 18 : Estimation approximative de la durée d'inaccessibilité des ressources secondaires dans les différents types de stocks ; traduit et modifié (mise en forme et nom des stocks) de (Dewulf, et al., 2021, p. 4)

2.3. Du déchet métallique au métal

Il est d'usage de parler de « recyclage » (au sens commun du terme) pour toute activité afférente à la gestion des déchets. Dans les faits, **le recyclage** (au sens strict du terme) **ne correspond qu'à la dernière étape de la gestion des déchets** (avec l'incinération). Il consiste à traiter les produits ou les composants en fin de vie pour récupérer les matériaux (voire les substances) contenus, en les réintégrant dans le système productif (Worrell & Reuter, 2014, p. 5) : « *Recycling is the reprocessing of recovered materials at the end of product life, returning them into the supply chain.* »⁵⁷ Plus précisément – et comme cela sera développé dans ce paragraphe – le recyclage comprend trois étapes : la collecte, le prétraitement et le traitement, et chacune d'elle est à l'origine de ferrailles ultimes. La grande majorité des acteurs du « recyclage » opérant en France et dans le monde interviennent en réalité sur les deux premières étapes et revendent leurs produits sur le marché des ferrailles. Au-delà de cette étape, **les données publiquement accessibles ne permettent pas de déterminer le devenir d'un flux de ferrailles donné** (en termes de destination géographique, de traitement réalisé, de matériaux effectivement récupérés, de quantités de déchets pyrométallurgiques générés, etc.). Aucun des rapports étudiés par SystExt sur des statistiques nationales de « recyclage » – français ou étrangers – ne fournit ces informations. L'exemple typique est celui des petits équipements électroniques officiellement considérés comme « recyclés » alors qu'ils ont été broyés puis traités par pyrométallurgie pour la récupération finale des seuls métaux précieux et du cuivre⁵⁸.

Cette ambiguïté entretenue entre les termes soulève deux enjeux importants selon SystExt. Premièrement, **assimiler gestion des déchets et recyclage conduit à éluder les autres activités possibles en matière de gestion de déchets, telles que la réutilisation, la réparation et la refabrication**⁵⁹, **et réduit l'importance de ces filières – pourtant indispensables – dans le débat public**. Deuxièmement, **toute entreprise ou tout individu mettant un produit au rebut a l'impression que le produit sera effectivement recyclé ; ce qui n'est jamais vrai**, comme synthétisé par (Graedel & Reck, 2014, p. 22) :

A common perception of the recycling situation is that if a product is properly sorted into a discard bin it will be properly recycled. This turns out never to be even approximately correct, because the recycling system comprises a number of stages [...]: collection, preprocessing (including separation and sorting), and end processing (usually in a smelter). Losses occur at every stage, and generally the stage with the lowest recycling efficiency is the very first: collection. Each stage has an imperfect process efficiency; if those efficiencies are multiplied together over several metal use lifetimes, even well-run recycling processes eventually dissipate the metal. **Studies have shown that a unit of the common metals iron, copper and nickel is only reused two or three times before being lost, because no process is completely efficient, and losses occur at every step.**⁶⁰

⁵⁷ Traduction : « *Le recyclage est le retraitement des matériaux récupérés à la fin de la vie du produit, en les réintroduisant dans la chaîne d'approvisionnement.* »

⁵⁸ Il s'agit du traitement privilégié à l'heure actuelle pour ce type de déchets, comme précisé en § 2.3.3.

⁵⁹ Ces différentes activités sont détaillées dans le § 3.3.3.

⁶⁰ Traduction : « *Une perception courante de la situation du recyclage est que si un produit est correctement trié dans une poubelle, il sera correctement recyclé. Il s'avère que cela n'est jamais, même approximativement, exact, car le système de recyclage comprend un certain nombre d'étapes [...] : la collecte, le prétraitement (y compris la séparation et le tri) et le traitement final (généralement dans une fonderie). Des pertes se produisent à chaque étape, et généralement, l'étape dont l'efficacité du recyclage est la plus faible est la toute première : la collecte. Chaque étape a une efficacité de processus imparfaite ; si ces efficacités sont multipliées ensemble sur plusieurs durées d'utilisation du métal, même les processus de recyclage bien gérés finissent par dissiper le métal. Des études ont montré qu'une unité des métaux courants que sont le fer, le cuivre et le nickel n'est réutilisée que deux ou trois fois avant d'être perdue, parce qu'aucun processus n'est totalement efficace et que des pertes se produisent à chaque étape.* »

2.3.1. Transformation en trois étapes

Le recyclage ne se résume pas à un procédé spécifique, il s'agit d'un ensemble d'activités portant sur de nombreuses catégories de déchets et de nombreuses filières métalliques (Dubreuil, et al., 2010). Comme introduit précédemment, ces activités doivent permettre de récupérer les matériaux (voire les substances) contenus. Pour y parvenir, **presque tous les processus de recyclage requièrent de briser la matière, de liquéfier le solide et de purifier le liquide obtenu** (Allwood, 2014).

Le recyclage consiste en la transformation d'un déchet en matériaux (voire en métaux), qui s'organise en trois étapes : **la collecte, le prétraitement et le traitement** (Dubreuil, et al., 2010 ; UNEP, 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Chen & Zeng, 2022). Une analogie peut donc être faite avec le traitement des matières premières minérales primaires (Oguchi, et al., 2011 ; Chen & Zeng, 2022). En effet, ce dernier consiste en la transformation d'un minerai en métal, qui s'organise en trois étapes : l'exploitation, la minéralurgie et la métallurgie (SystExt, 2021). La similarité entre les deux processus est représentée schématiquement sur la Figure 19.

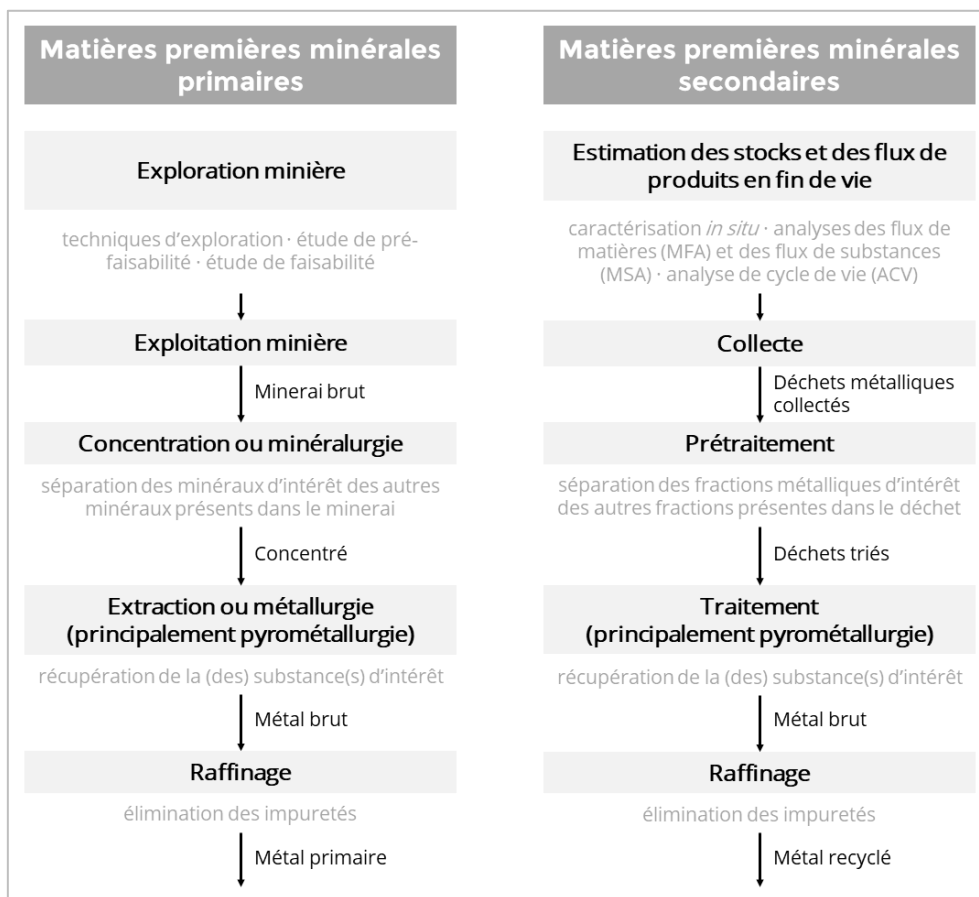


Figure 19 : Représentation schématique des processus de production de métaux à partir de matières premières primaires (à gauche) et de matières premières secondaires (à droite) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Oguchi, et al., 2011 ; SystExt, 2021 ; Chen & Zeng, 2022)

Collecte

La **collecte** (ou *collection* en anglais) est la première étape du recyclage. Elle consiste à **recupérer les déchets** et à les **rassembler dans un lieu donné** (Figure 20). Elle comprend donc des activités d'enlèvement, de transport, ainsi que de tri préliminaire permettant de regrouper les déchets de même type.



Figure 20 : Déchets métalliques collectés · Site de Muret (31) pour la collecte, le tri et le prétraitement, de la société SOVAMEP · (à gauche) bronzes mêlés ; (au centre) alliages d'aciers mêlés ; (à droite) cartes électroniques | SystExt · août 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

À l'échelle du gisement secondaire, la collecte est particulièrement difficile, étant donné qu'il s'agit de concentrer des millions de produits différents, dispersés dans des millions de foyers et d'entreprises. Cette étape s'avère donc fragmentée et complexe ; la collecte et le transport représentant d'ailleurs les principaux coûts de l'ensemble du processus de recyclage (Tanskanen, 2013).

Par conséquent, **les taux de collecte varient considérablement en fonction des secteurs d'utilisation finale, des types de déchets, des lieux concernés, etc.** (UNEP, 2013 ; Tesfaye, et al., 2017 ; Chen & Zeng, 2022). Les nouvelles ferrailles⁶¹ présentent généralement des taux de collecte très élevés ; leur composition homogène (souvent un seul type d'alliages) les rendant économiquement très attractives. Les acteurs rencontrés par SystExt sur des sites de collecte et de prétraitement ont ainsi indiqué que ces déchets étaient le plus souvent majoritaires. Les vieilles ferrailles présentent, à l'inverse, des taux de collecte beaucoup plus contrastés (UNEP, 2013 ; Chen & Zeng, 2022).

Ce dernier constat est notamment dû à la **faiblesse des filières de collecte actuelles, à l'absence de mesures incitatives** et au **manque d'informations** tant auprès des entreprises que des individus (Tanskanen, 2013 ; UNEP, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016), comme le soulignent (Allwood, et al., 2011, p. 376) : « *Lack of information and poor system design places a high burden on individuals to identify optimum disposal routes for every item being discarded.* »⁶²

⁶¹ Pour rappel, les **nouvelles ferrailles** correspondent aux déchets métalliques issus des phases de fabrication ou de manufacture rejoignant le marché des ferrailles puis rachetées pour être réintégrées dans l'une de ces deux phases ou dans la phase de production.

⁶² Traduction : « *Le manque d'information et la mauvaise conception des systèmes imposent aux individus le lourd fardeau d'identifier les voies de dépôt optimales pour chaque article mis au rebut.* »

Prétraitement

Le prétraitement (ou *preprocessing* en anglais) est la deuxième étape du recyclage. Il consiste à **séparer les fractions métalliques d'intérêt des autres fractions présentes dans les déchets, afin d'obtenir un matériau adapté au traitement** (Figure 21). Il s'agit plus précisément de produire un « concentré » de ferrailles qui présente non seulement une concentration pour l'alliage ou le métal d'intérêt suffisamment élevée, mais aussi une concentration pour les autres matériaux et substances suffisamment faible (Brooks, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022).

Pour y parvenir, le prétraitement comprend donc des **activités de dépollution et de démantèlement/désassemblage du déchet, de réduction de la taille des ferrailles (par cisailage et/ou broyage), de séparation et de tri** (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Brooks, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022).

Il peut en résulter trois types de matériaux :

- des matières premières de recyclage (MPR), répondant à des caractéristiques techniques définies et vendues sur le marché des ferrailles (Ademe & Federec, 2017) (Figure 21) ;
- des ferrailles mêlées correspondant à des mélanges de ferrailles de qualités variées ;
- des ferrailles ultimes.



Vrac d'aluminium (mélange de ferrailles d'aluminium)



Fragments de zorca⁶³ (taille des fragments d'ordre centimétrique)

Figure 21 : Exemple de matières premières de recyclage (MPR) pouvant être obtenue par prétraitement de vrac d'aluminium | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt

Les **techniques de séparation et de tri** peuvent, d'une part, trier les fragments de ferrailles selon le type de métal (ferreux, non ferreux et/ou couleur) ou selon certains types d'alliages, et, d'autre part, trier les autres matériaux non métalliques (plastiques, mousses, etc.) (Brooks, et al., 2019). Ces opérations sont réalisées en série et peuvent nécessiter un grand nombre de machines de tri, selon la qualité à atteindre (Brooks, et al., 2019).

⁶³ Le **zorba** consiste en une fraction mixte de métaux non ferreux pouvant contenir du plomb (Pb), du zinc (Zn), du fer (Fe), du cuivre (Cu) ou du nickel (Ni), généralement sous forme d'alliages.

Les méthodes généralement mises en œuvre peuvent être classées en trois types (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019) :

- les méthodes fondées sur les champs électrostatiques et électromagnétiques (en voie sèche), telles que la séparation électrostatique, la séparation à courants de Foucault⁶⁴ ou la séparation magnétique ;
- les méthodes fondées sur la densité (en voie sèche ou humide), telles que la séparation par air⁶⁵, la séparation à lit fluidisé⁶⁶ ou la séparation en milieu dense⁶⁷ ;
- les méthodes fondées sur l'imagerie (en voie sèche), telles que le tri optique par couleur⁶⁸ ou le tri par rayons X à double énergie (DE-XRT)⁶⁹.

Deux facteurs majeurs contraignent le prétraitement : la complexité des déchets et la masse de déchets disponible (ou « effet d'échelle »). Les choix technologiques sont donc prioritairement déterminés selon des critères économiques. Ainsi, le plus souvent, **seules les méthodes de base (cisailage-broyage et séparation magnétique) sont couramment mises en œuvre**, tandis que les autres méthodes sont limitées à certains flux de produits recyclés (Reck & Graedel, 2012, Raabe, et al., 2019).

⁶⁴ La **séparation par courants de Foucault** est un type de séparation magnétique. Elle repose sur le principe selon lequel un champ magnétique appliqué sur une particule métallique induit des courants de Foucault électriques sur cette particule, dont il résulte un champ magnétique secondaire. Les interactions entre les champs magnétiques se traduisent par une force répulsive (ou une force attractive) sur la particule. Dans un séparateur, les particules sont donc repoussées, attirées ou tombent simplement du convoyeur selon leur nature. À titre d'illustration : le cuivre, l'aluminium et le magnésium sont repoussés ; le fer, le nickel, les cupronickels, les ferronickels ainsi que certains aciers inoxydables sont attirés ; le verre, les plastiques, le papier et le carton, les céramiques, le sable et les pierres restent inertes. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

⁶⁵ La **séparation par air** consiste à appliquer des courants d'air dont la force et la direction sont contrôlées, et permettant de séparer les particules les plus légères des plus lourdes. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

⁶⁶ La **séparation à lit fluidisé** utilise une combinaison de technologies vibrantes et pneumatiques qui mettent en mouvement les particules. Schématiquement, les particules les plus lourdes ne sont pas fluidifiées et sont transportées par les vibrations le long de la pente de la table, tandis que les particules les plus légères flottent sur le lit fluidisé. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

⁶⁷ La **séparation en milieu dense** s'appuie sur une solution de densité contrôlée, supérieure à 1 (une solution dans laquelle des particules fines d'oxydes de fer (Fe_2O_3) ou de ferrosilicium (FeSi) se trouvent en suspension). Ce « milieu dense » permet de séparer les particules qui y sont introduites de façon sélective : les plus denses, telles que le cuivre, le zinc et le fer, plongeant ; les plus légères, telles que l'aluminium et le magnésium, flottant. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

⁶⁸ Les technologies de **tri optique par couleur** détectent la couleur de chaque particule et utilisent un contrôle informatique pour détourner mécaniquement les particules de couleur identique du flux de particules (cuivre rouge, laiton jaune, etc.). Cependant, le cisailage-broyage crée des mélanges de particules dont la composition, la taille, la forme, la texture, les revêtements, etc., varient. La variabilité de ces propriétés contraint la possibilité d'une identification fondée uniquement sur ce principe. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

⁶⁹ Les capteurs de **rayons X à double énergie** (DE-XRT pour *dual energy X-ray transmission* en anglais) sont des technologies fondées sur la transmission de rayons X qui fournissent une image dont la couleur et l'intensité dépendent du numéro atomique du matériau analysé. En principe, les métaux à haute densité ou à numéro atomique élevé (numéro atomique 26 et plus), qui ont un amortissement élevé de la transmission, apparaissent plus foncés sur l'image que les métaux à faible densité (numéro atomique 13 et moins). En prétraitement, les capteurs DE-XRT sont utilisés dans des trieurs de particules à bande pour séparer les particules de matériaux légers (tels que l'aluminium et le magnésium) de celles de matériaux non ferreux denses (tels que les laitons), ainsi que pour trier les matériaux non métalliques des résidus de broyage automobile (RBA). Cependant, les capteurs actuels n'ont pas une résolution suffisante pour distinguer les matériaux denses (métaux ou alliages) entre eux, ni les matériaux légers (métaux ou alliages) entre eux. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019)

Ce constat est souligné par (Reck & Graedel, 2012, p. 693) : « *It is unfortunate from a materials perspective that, for reasons of scale and economics, often only the more basic technologies (shredding, crushing, magnetic sorting) are routinely applied, whereas more advanced technologies (such as laser, near-infrared, or x-ray sorting) are limited to selected recycle streams. Disassembly and liberation of materials is often challenged through product design [...]. Although there are notable examples of innovative recycling technologies, many in demonstration mode, much more attention needs to be paid to modernizing and upgrading existing generic approaches if overall efficiencies are to become higher than they are now.* »⁷⁰

À la manière de Reck et Graedel (2012), de nombreux auteurs rappellent la nécessité de déployer des technologies « plus innovantes » – telles que la spectrométrie LIBS⁷¹, par exemple – qui permettraient de trier ces flux de déchets volumineux, continus et complexes (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2019 ; Loibl & Tercero Espinoza, 2021). L'augmentation de la qualité du tri doit néanmoins être pondérée par les contraintes logistiques induites : plus la qualité du tri des déchets augmente, plus le nombre de fractions prétraitées croît, et plus les transports pour les acheminer vers les sites de traitement spécifiques sont importants (Loibl & Tercero Espinoza, 2021). Cependant, avant même le déploiement de ces technologies « innovantes », les méthodes de prétraitement couramment utilisées pourraient être améliorées, notamment par la **réduction du recours au cisailage-broyage et le développement des activités de désassemblage**⁷².

Traitement

Le **traitement** (ou *processing* en anglais) est la troisième étape du recyclage. Elle consiste à **extraire les matériaux et les substances d'intérêt**. Elle comprend donc des activités de métallurgie⁷³ et de raffinage⁷⁴ similaires à celles nécessaires pour le traitement du minerai (Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Raabe, 2023).

⁷⁰ Traduction : « *Du point de vue des matériaux, il est regrettable que, pour des raisons d'échelle et d'économie, seules les technologies de base (déchetage, broyage, tri magnétique) soient couramment appliquées, tandis que les technologies plus avancées (telles que le tri par laser, proche infrarouge ou par rayons X) sont limitées à certains flux de produits recyclés. Le démantèlement et la libération des matériaux sont souvent limités par la conception des produits [...] Bien qu'il existe des exemples remarquables de technologies de recyclage innovantes, dont beaucoup sont en cours de démonstration, il faut accorder beaucoup plus d'attention à la modernisation et à l'amélioration des approches communes existantes, si l'on veut que les rendements globaux soient plus élevés qu'ils ne le sont aujourd'hui.* »

⁷¹ La **spectrométrie de plasma induit par laser** (LIBS, pour *laser induced breakdown spectroscopy* en anglais) comprend une série d'impulsions laser d'ablation réalisées au même endroit sur chaque particule. Après plusieurs premières impulsions nécessaires au nettoyage de la surface (couche d'oxydes, par exemple), la dernière impulsion vaporise une infime quantité de métal générant un panache de plasma hautement luminescent. La lumière du plasma est captée et analysée pour déterminer quantitativement la composition chimique de la particule. Si cette technologie permet théoriquement de mesurer tous les éléments du tableau périodique, elle présente certaines limites, notamment pour les alliages de plomb et certains métaux réfractaires (tels que le tungstène, le chrome ou le titane). Il n'existe à l'heure actuelle aucun système de tri à grande échelle fondé sur la spectrométrie LIBS. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019 ; Loibl & Tercero Espinoza, 2021)

⁷² Voir section « Complexification des mélanges de ferrailles tout au long du processus de recyclage » du § 2.3.2.

⁷³ La **métallurgie** (ou extraction chimique) correspond à l'ensemble des procédés de traitement du minerai, permettant d'extraire et de récupérer la substance d'intérêt, soit directement depuis un minerai, soit depuis un concentré. La **pyrométallurgie** comprend des opérations de chauffage à très haute température (au moins plusieurs centaines de degrés Celsius) telles que : (a) le grillage, dans lequel les minéraux sont convertis à des températures juste en dessous de leur point de fusion ; et (b) la fusion, dans laquelle tous les minéraux sont complètement fondus et séparés en deux couches liquides, l'une contenant les métaux d'intérêt et l'autre les déchets. L'**hydrométallurgie** comprend des opérations telles que : (a) la lixiviation, dans laquelle des composés métalliques sont dissous sélectivement d'un minerai par un solvant aqueux (acides ou bases, le plus souvent) ; et (b) l'électrolyse, dans laquelle des ions métalliques sont déposés sur une électrode par un courant électrique passant dans la solution. (SystExt, 2021)

⁷⁴ Le **raffinage** consiste à retirer les impuretés du métal obtenu après le traitement métallurgique (SystExt, 2021).

Il est d'ailleurs fréquent que les installations métallurgiques destinées au traitement du minerai servent également au traitement de ferrailles (Grimes, et al., 2008 ; Dubreuil, et al., 2010 ; Chen & Zeng, 2022). Pour certains métaux comme le cuivre, la ferraille peut être refondue dans les fonderies qui traitent le métal primaire, tandis que pour d'autres, comme le fer ou l'aluminium, des technologies et des fonderies spécifiques s'avèrent nécessaires (Grimes, et al., 2008 ; Chen & Zeng, 2022). De façon générale, **les ferrailles sont principalement traitées par voie pyrométallurgique** et, pour certains métaux, raffinées par voie pyrométallurgique ou hydrométallurgique (Grimes, et al., 2008 ; Tesfaye, et al., 2017 ; Chen & Zeng, 2022 ; Gamage, et al., 2023). Le *Tableau 3* présente les principales méthodes de traitement mises en œuvre pour les ferrailles d'aluminium, de cuivre, de fer, de nickel, de plomb et de zinc.

Métal	Description des principales méthodes mises en œuvre pour le traitement des ferrailles
Aluminium (Al)	Les ferrailles d'aluminium sont traitées par voie pyrométallurgique dans des fonderies ou des installations de raffinage spécifiques . Les fonderies n'acceptent que des nouvelles ferrailles ou des vieilles ferrailles dont la composition répond à des caractéristiques techniques précises. Les installations de raffinage peuvent traiter des ferrailles de qualité très variable, étant donné que leurs procédés incluent des traitements pour réduire la quantité d'impuretés.
Cuivre (Cu)	Les ferrailles de cuivre sont traitées par des procédés pyrométallurgiques et hydrométallurgiques similaires à ceux utilisés pour la production de métal primaire ⁷⁵ .
Fer (Fe)	Les ferrailles de fer (ou d'acier) sont traitées par voie pyrométallurgique dans des usines spécifiques . Le traitement y est réalisé avec des fours à arc électriques (EAF) qui mettent en œuvre le procédé de réduction directe ⁷⁶ . Deux principaux cas se présentent : les nouvelles ferrailles et les vieilles ferrailles dont la composition répond à des caractéristiques techniques précises font l'objet d'une fusion directe ; les DEEE font l'objet d'une fusion puis d'un raffinage électrolytique.
Nickel (Ni)	Les ferrailles de nickel sont traitées par voie pyrométallurgique . Les alliages de nickel sont souvent traités dans les installations de production primaire des mêmes types d'alliage (par exemple, 40 % du nickel utilisé dans la production d'acier inoxydable provient de déchets d'acier inoxydable). Les autres ferrailles de nickel ont tendance à être traitées dans les fonderies de nickel primaire.
Plomb (Pb)	Les ferrailles de plomb sont traitées par voie pyrométallurgique . La grande majorité provient des batteries usagées des véhicules. Ces ferrailles sont généralement fondues à 1 260 °C dans un four rotatif à réverbère pour produire un laitier (ou résidu provenant de la fusion) à forte teneur ⁷⁷ en plomb, ainsi que du plomb métal.
Zinc (Zn)	Les ferrailles de zinc sont généralement traitées par voie pyrométallurgique et, dans certains cas, dans des fonderies de zinc primaire. Elles peuvent être chauffées à 360-420 °C pour faire fondre le zinc en vue de sa récupération, en laissant les autres impuretés telles que le cuivre, l'aluminium et le fer dans un laitier solide. Les ferrailles d'alliages de zinc peuvent être récupérées par un processus similaire.

Tableau 3 : Principales méthodes mises en œuvre pour le traitement (hors raffinage, sauf précision) des ferrailles d'aluminium, de cuivre, de fer, de nickel, de plomb et de zinc ; d'après données issues de (Grimes, et al., 2008 ; Raabe, 2023)⁷⁸

⁷⁵ En 2020, 84 % de la production primaire de cuivre provenait du traitement pyrométallurgique, alimenté à 84 % par du concentré de minerai et à 16 % par des ferrailles de cuivre (L'Élémentarium).

⁷⁶ La **réduction directe** est l'une des deux techniques utilisées pour le traitement du minerai de fer. En principe, la réaction entre les minerais et un gaz réducteur dans un réacteur conduit à la formation d'un produit qui est utilisé comme charge d'alimentation dans un four à arc électrique (EAF). Le principal avantage de ce procédé est qu'il n'est pas nécessaire d'utiliser du coke comme réducteur, ce qui permet d'éviter les importantes émissions associées. Dans un EAF, la fusion du produit est assurée grâce à la température générée par un arc électrique formé entre l'électrode et la ferraille qui permet d'augmenter la température jusqu'à 1 600 °C. (Grimes, et al., 2008)

⁷⁷ Ce laitier peut ensuite être traité dans un haut fourneau à 1 000 °C avec du coke pour produire du plomb (à 75-85 % plomb) et un laitier à faible concentration en plomb (Grimes, et al., 2008).

⁷⁸ Il ne s'agit que de généralités sur les voies préférentielles de traitement. Les processus de recyclage des ferrailles d'aluminium sont notamment détaillés dans (Rombach, 2006 ; Nakajima, et al., 2010 ; Raabe, et al., 2022) ; ceux des ferrailles de cuivre dans (Bonnin, 2013 ; Samuelsson & Björkman, 2014 ; Ekman Nilsson, et al., 2017 ; Loibl & Tercero Espinoza, 2021) ; ceux des ferrailles de zinc dans (Antrekowitsch, et al., 2014 ; Kaya, et al., 2020).

Pour de nombreux métaux présents en faible quantité dans les déchets – en particulier pour les éléments d’alliage ou les éléments utilisés en dopage – les procédés de traitement permettant de les récupérer peuvent être très complexes et très coûteux (Chen & Zeng, 2022). Lors du traitement, ils sont donc généralement perdus, voire représentent des impuretés indésirables⁷⁹ (Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011 ; Reck & Graedel, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Reuter, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022).

La voie pyrométallurgique offre de nombreux avantages technico-économiques, en particulier : des taux de récupération des alliages ou des métaux élevés ; une capacité de traitement continue et élevée ; des procédés qui peuvent être fortement automatisés (Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023 ; Raabe, 2023). Elle nécessite néanmoins d’importantes quantités d’énergie et génère différents types de déchets solides et gazeux (scories ou laitiers, poussières et suies, et gaz de combustion) qui contiennent le plus souvent des éléments toxiques (Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023 ; Raabe, 2023).

Efficacité globale du processus de recyclage

À l’image de ce qui a été souligné précédemment concernant les déchets associés au traitement pyrométallurgique des ferrailles, **chacune des étapes du recyclage (collecte, prétraitement et traitement) génère des ferrailles ultimes**. Aucune des publications étudiées par SystExt qui décrivent les processus de recyclage ne détaille la composition de ces matériaux résiduels, ni les quantités associées, ni les modalités de stockage⁸⁰. Cette problématique est le plus souvent abordée de façon générique, en recommandant d’améliorer les procédés de recyclage afin de limiter les quantités de ferrailles mises en décharge. Pourtant, certaines données indiquent indirectement que ces quantités seraient très importantes, comme mentionné par (Raabe, 2023, p. 96) : « *Currently, only about 17% of the world’s total electrical and electronic waste is recycled while 83% of it is disposed in landfills or incinerated, and with them, valuable or even toxic materials contained in electrical appliances.* »^{81 82}

De plus, la mise en décharge soulève des enjeux majeurs en termes d’utilisation des sols, de risques de pollution associés à la lixiviation des matériaux résiduels stockés et de pérennité de ces installations sur le très long terme (Friege, 2012 ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Blengini, et al., 2019 ; Kral, et al., 2019).

Pour qu’un processus de recyclage soit efficace, il doit aboutir à la récupération de la très grande majorité – à défaut de la totalité – des métaux, dans un état qui permet leur réintégration dans le système productif. **Les pertes, en particulier celles associées à la génération des ferrailles ultimes, diminuent donc fortement l’efficacité du processus de recyclage**^{83,84}.

⁷⁹ Ces problématiques sont détaillées dans la section « Interconnexions entre les métaux » du § 2.3.2.

⁸⁰ Cet enjeu a également été soulevé dans la section « Stocks "inaccessibles" liés aux pertes » du § 2.2.3 par rapport au manque de données afférentes aux stocks associés aux installations de gestion de déchets (St_{déchets}).

⁸¹ Traduction : « *À l’heure actuelle, environ 17 % seulement des déchets électriques et électroniques mondiaux sont recyclés, tandis que 83 % d’entre eux sont mis en décharge ou incinérés, et, avec eux, les matériaux d’intérêt, voire toxiques, contenus dans les appareils électriques.* »

⁸² Le pourcentage de 17 % de DEEE collectés (et déclarés comme recyclés) est stable depuis 2019 et confirmé par (Forti, et al., 2020).

⁸³ Les pertes font l’objet d’une analyse détaillée dans le § 3.2, qui met d’ailleurs en exergue le rôle majeur de la phase de gestion des déchets dans les pertes totales du cycle de vie des métaux.

⁸⁴ L’efficacité du processus de recyclage peut être évaluée grâce aux principaux indicateurs du recyclage, qui sont décrits en § 3.1.

De plus, **il ne suffit pas que le traitement soit efficace, il est nécessaire que toutes les étapes le soient ; l'efficacité totale du processus de recyclage étant le produit des efficacités de chaque étape** (Reck & Graedel, 2012 ; Hunt, et al., 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken & Goldmann, 2022), comme souligné par (Graedel & Reck, 2014, p. 25) :

An important realization regarding metal recycling is that it is a sequence of steps. If any one step is done poorly, the efficiency of the entire sequence suffers. Attention needs to be paid to each of the steps, because one step may be the most inefficient for some types of products, other steps for others.⁸⁵

En général, **l'étape où l'efficacité est la plus faible est la première, la collecte** (Reck & Graedel, 2012 ; Hunt, et al., 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). **Des rendements plus élevés aux étapes suivantes ne peuvent pas compenser les faibles performances de la première étape.** En reprenant l'exemple précédent de Raabe (2023), le taux de collecte des DEEE dans le monde s'élève à 17 %. En considérant des taux d'efficacité très élevés pour le prétraitement et le traitement – de 90 % et de 95 %, respectivement –, l'efficacité globale du recyclage des DEEE ne pourra être que de 15 %, ainsi qu'illustré par le *Scénario 1* sur la *Figure 22*. D'autres scénarios régulièrement constatés correspondent aux cas où : (1) le prétraitement est peu efficace (Amini, et al., 2007 ; Van Schaik & Reuter, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2014), malgré un taux de collecte élevé (*Scénario 2* sur la *Figure 22*) ; (2) le traitement pyrométallurgique conduit à la perte totale de certains matériaux ou métaux (Castro, et al., 2004 ; Castro, et al., 2007 ; Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011), ce qui annule les efforts réalisés lors des étapes précédentes (*Scénario 3* sur la *Figure 22*).

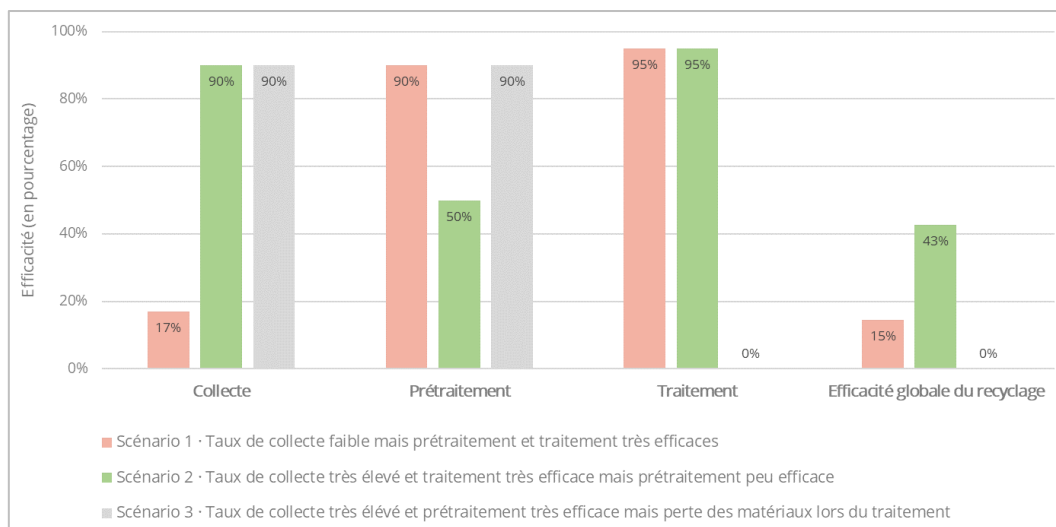


Figure 22 : Exemples de scénarios théoriques afférents à l'efficacité du recyclage ; selon l'efficacité de chaque étape du processus | Création : SystExt · février 2024 · cc by nc-sa 4.0 deed

L'*Encadré 2, page suivante*, présente les principaux enjeux associés au recyclage du lithium, depuis la mise au rebut jusqu'au traitement, et met ainsi en évidence les problématiques qui peuvent en freiner l'efficacité.

⁸⁵ Traduction : « Il est important de prendre conscience que le recyclage des métaux est une succession d'étapes. Si l'une d'entre elles est mal réalisée, l'efficacité de l'ensemble de la séquence s'en ressent. Il convient de prêter attention à chacune des étapes, car une étape peut être la plus inefficace pour certains types de produits, et d'autres étapes pour d'autres types. »

Encadré 2 · 1/3 : Multiplicité des enjeux associés au recyclage du lithium

Usages du lithium et déchets recyclables

87 % de la consommation mondiale de lithium est destinée à la fabrication des batteries, les 13 % restants étant associés à ses usages dans les céramiques et les verres, ou encore dans les graisses lubrifiantes⁸⁶ (U.S. Geological Survey (USGS), 2024). Les recherches sur le recyclage du lithium portent quasi exclusivement sur le lithium contenu dans les batteries (Chen, et al., 2019 ; Harper, et al., 2019 ; Liu, et al., 2019 ; Zhou, et al., 2020 ; Bae & Kim, 2021 ; Zhang, et al., 2021). Ainsi, une part substantielle du lithium consommé ne sera pas recyclée ; le lithium contenu dans les céramiques, les verres et les graisses étant considéré comme trop dispersé pour être récupéré. De plus, bien que les travaux de recherche sur les batteries au lithium se développent depuis les années 1990, la plupart se concentrent sur les métaux à forte valeur, comme le cobalt, le nickel et le manganèse, et non sur le lithium (Larouche, et al., 2020 ; Bae & Kim, 2021).

Quantités actuelles et futures de déchets de batteries lithium-ion

La quantité totale de déchets de batteries au lithium dans le monde est estimée à environ 250 000 tonnes (en 2020), mais la majorité d'entre eux – plus de 80 % – proviennent des petits appareils électroniques (Thompson, et al., 2020 ; Bae & Kim, 2021) (Figure 23). Ces produits contiennent généralement moins de 1 kg de lithium et sont caractérisés par une durée de vie faible (2 à 3 ans en général, jusqu'à 8 ans) (Bae & Kim, 2021 ; Raabe, 2023). Bien que la quantité totale de déchets soit théoriquement importante, seulement 2 à 5 % des batteries lithium-ion sont collectés en Australie, aux États-Unis et en Europe (Bae & Kim, 2021). Le reste des déchets de batteries au lithium (moins de 20 %) provient des véhicules électriques (VE) et des systèmes de stockage de l'énergie (SSE) (Figure 23), et contienne des quantités de lithium bien supérieures. Compte tenu des prévisions de croissance sur ces deux dernières technologies, il est attendu un presque doublement de la quantité totale de déchets de batteries au lithium en seulement 5 ans (464 000 tonnes en 2025) (Figure 23) (Bae & Kim, 2021). Cependant, d'ici 2030, l'offre secondaire ne devrait représenter qu'un peu plus de 6 % de la production totale de lithium, le reste étant assuré par l'offre primaire (Azevedo, et al., 2022).

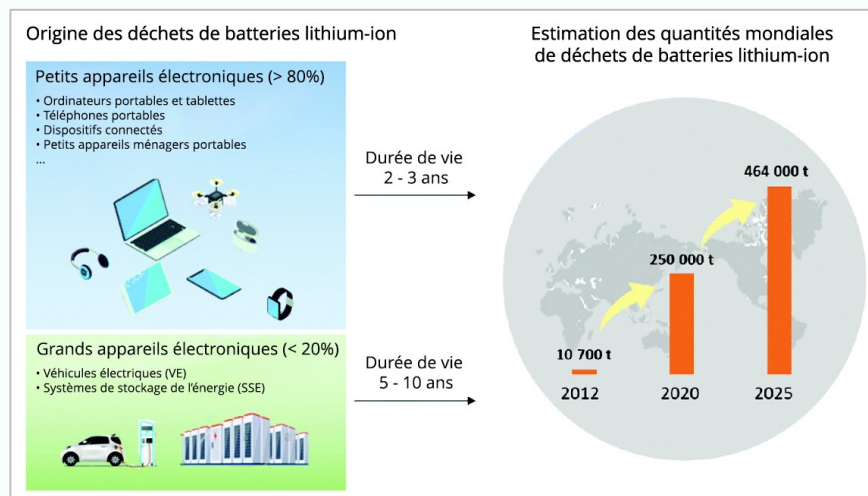


Figure 23 : Origine des déchets de batteries au lithium-ion en fin de vie et estimation des quantités totales mondiales associées ; traduit et adapté de (Bae & Kim, 2021, p. 3237)

Problématique des dépôts d'incendie sur les sites de collecte et de prétraitement

Les batteries lithium-ion peuvent exploser ou fondre en cas de court-circuit des composants électriques internes, en cas de problèmes mécaniques après une chute ou un accident, ou lorsqu'elles sont installées de manière incorrecte (Fogelman, 2018). Pour les batteries de petite taille et les piles qui prolifèrent dans les petits appareils électroniques, il existe un grand nombre de points dangereux où elles peuvent être endommagées, ce qui augmente le risque de mini-explosion ; d'autant plus lorsqu'elles sont manipulées et déplacées sur les sites de collecte et de prétraitement (Fogelman, 2018 ; Brooks, et al., 2019). Bien que ces installations définissent des clauses techniques avec leurs fournisseurs et mettent en place des protocoles spécifiques (Figure 24, page suivante), le contrôle exhaustif est impossible au regard des importants flux de déchets traités et de l'abondance de batteries et de piles (Brooks, et al., 2019). À titre d'illustration, rien qu'avec ses nouveaux écouteurs sans fil AirPods, Apple devrait mettre sur le marché environ trois milliards de mini-batteries lithium-ion au cours des dix prochaines années (Fogelman, 2018).

⁸⁶ Données estimées en 2023. Les autres usages du lithium se distribuaient plus précisément comme suit : 4 % pour les céramiques et les verres ; 2 % pour les graisses lubrifiantes ; 1 % pour le traitement de l'air ; 1 % pour la coulée continue ; 1 % dans le secteur médical ; 4 % pour d'autres usages non référencés (U.S. Geological Survey (USGS), 2024)

Encadré 2 · 2/3 : Multiplicité des enjeux associés au recyclage du lithium

Moins les batteries sont chères et plus elles sont puissantes, plus les produits qui en contiennent se développent, et plus l'industrie des déchets risque d'être confrontée à des départs d'incendie (Fogelman, 2018) : « *If you look at the increase in lithium-ion batteries in our waste stream, it is the perfect storm for fire incidents.* »⁸⁷



Figure 24 : Ligne de démantèlement de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) permettant notamment d'identifier et de retirer les batteries et les piles lithium-ion · Site de prétraitement de Mont-sur-Marchienne, Charleroi, Belgique, groupe COMET | SystExt · octobre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Principales méthodes de traitement des batteries

Le type de batterie détermine le type de prétraitement et de traitement qui peut être réalisé (Harper, et al., 2019 ; Bae & Kim, 2021). Or, au sein d'un même type de produit (ordinateur, véhicule électrique, cigarette électronique, etc.), les batteries lithium-ion peuvent être différentes (Harper, et al., 2019). Cette variabilité, associée à la complexité des conceptions de batteries⁸⁸, soulève donc des enjeux majeurs en matière de recyclabilité (Harper, et al., 2019 ; Glöser-Chahoud, et al., 2021). En termes de prétraitement des batteries en fin de vie, après décharge et démantèlement, trois principales méthodes peuvent être mises en œuvre : traitement mécanique (broyage et tri), traitement par solvant et calcination (à des températures supérieures à 250 °C) (Figure 25, page suivante) (Bae & Kim, 2021). Deux principales méthodes existent pour le traitement subséquent : par pyrométallurgie ou par hydrométallurgie⁸⁹ (Chen, et al., 2019 ; Zhou, et al., 2020 ; Bae & Kim, 2021 ; Glöser-Chahoud, et al., 2021 ; Raabe, 2023).

En principe, le procédé pyrométallurgique repose sur une fusion à haute température (> 700 °C) qui permet d'obtenir une fraction mixte, contenant notamment du cobalt, du nickel, du cuivre et du fer (Figure 25, page suivante). Il est fréquent que les éléments tels que l'aluminium et le lithium finissent dans les scories et ne soient pas récupérés pour des raisons économiques. La fraction mixte peut faire l'objet d'un traitement hydrométallurgique ultérieur pour récupérer les métaux contenus sous forme de sels métalliques (Chen, et al., 2019 ; Bae & Kim, 2021 ; Glöser-Chahoud, et al., 2021 ; Raabe, 2023). En principe, le procédé hydrométallurgique repose sur une lixiviation dans des acides (ou des bases) puis une concentration et une purification (Figure 25, page suivante). Il permet non seulement de récupérer les principaux métaux d'intérêt, mais aussi du carbonate de lithium de qualité batterie ainsi que de plus grandes quantités d'aluminium (Bae & Kim, 2021 ; Glöser-Chahoud, et al., 2021 ; Raabe, 2023). Ce procédé est néanmoins plus sensible aux contaminations par d'autres substances et nécessite un prétraitement plus précis (Glöser-Chahoud, et al., 2021).

⁸⁷ Traduction : « *L'augmentation du nombre de batteries lithium-ion dans nos flux de déchets constitue les conditions idéales pour les incidents liés aux incendies.* »

⁸⁸ À titre d'illustration, en moyenne, les batteries de véhicules électriques contiennent : (a) 20 à 25 % en poids d'acier ou d'aluminium pour le boîtier ; (b) 25 à 35 % en poids de matériaux cathodiques tels que l'oxyde de cobalt-lithium (LCO), le nickel-cobalt-manganèse (NMC), l'oxyde de nickel-cobalt-aluminium-lithium (NCA), le phosphate de fer-lithium (LFP) ou l'oxyde de manganèse-lithium (LMO) ; (c) 14 à 19 % en poids de graphite comme matériau d'anode ; (d) 10 à 15 % en poids d'électrolyte LiPF₆ – qui est généralement dissous dans des composés organiques ; (e) 5 à 7 % en poids de feuille de collecteur de courant cathodique en aluminium ; (f) 5 à 9 % en poids de feuille de collecteur de courant anodique en cuivre ; (g) le reste étant constitué de matériau séparateur et de quelques additifs (Raabe, 2023).

⁸⁹ La méthode par extraction électrochimique n'ayant été développée qu'en laboratoire pour le moment (Chen, et al., 2019 ; Bae & Kim, 2021).

Encadré 2 · 3/3 : Multiplicité des enjeux associés au recyclage du lithium

La voie pyrométallurgique est actuellement la principale filière industrielle de recyclage des batteries ; la voie hydrométallurgique jouant un rôle mineur (Glöser-Chahoud, et al., 2021 ; Raabe, 2023), comme souligné par (Glöser-Chahoud, et al., 2021, p. 6) : « *EoL treatment of obsolete battery packs is currently still dominated by rough manual disassembling with subsequent pyrometallurgical recycling.* »⁹⁰ Cela s'explique par ses avantages technico-économiques, mais aussi par le fait que les flux de batteries en fin de vie sont encore dominés par les petits appareils électroniques, pour lesquels des processus capables de traiter une grande variété de batteries s'avèrent nécessaires (Glöser-Chahoud, et al., 2021).

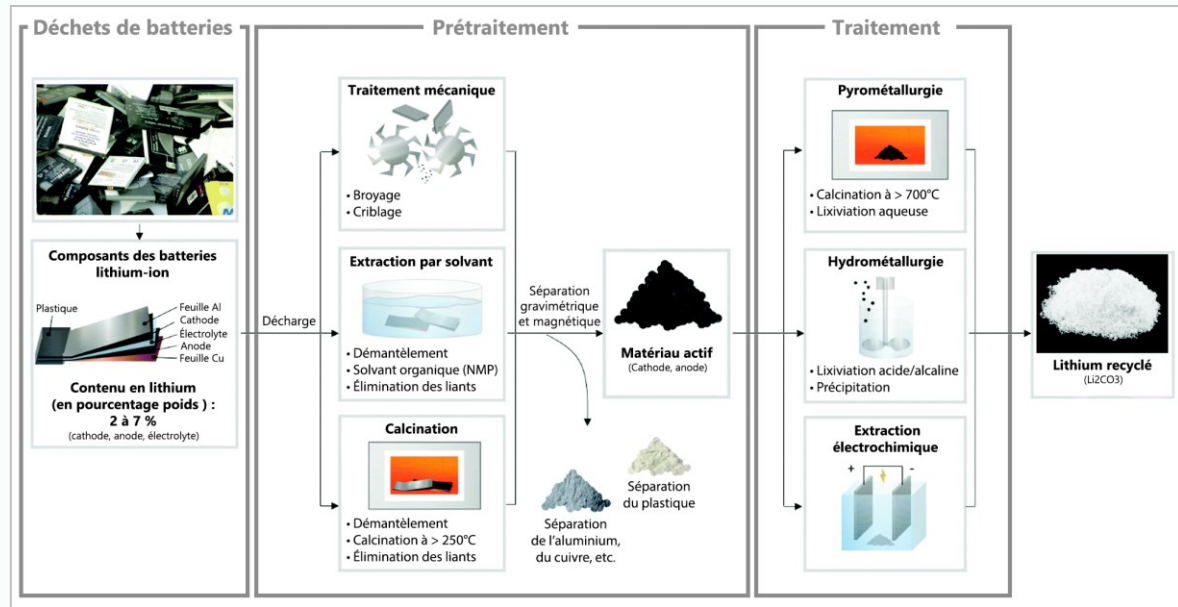


Figure 25 : Schéma de principe des principales méthodes de prétraitement et de traitement des batteries lithium-ion en fin de vie ; traduit et modifié (mise en forme) de (Bae & Kim, 2021, p. 3238)

2.3.2. Complexité des filières de recyclage

Si le processus de recyclage présente des difficultés et limites à chaque étape, celles-ci sont amplifiées par la complexité du gisement secondaire précédemment décrite (quantités grandissantes de produits constamment renouvelés, compositions matérielles particulièrement variées et complexes, stocks de déchets variés) (Van Schaik & Reuter, 2014, p. 342) :

Recycling is clearly a complex thermodynamic and resulting economic puzzle to solve, obviously with no one answer or set of design for recycling rules, and not solvable with beautiful credos such as cradle-to-cradle. It would also be self-evident that "mining" the urban mine, which has the sound of hype to it, will be rather a complex and even (economically) impossible task [...].⁹¹

⁹⁰ Traduction : « *Le traitement des batteries obsolètes est encore dominé par un désassemblage manuel sommaire suivi d'un recyclage pyrométallurgique.* »

⁹¹ Traduction : « *Le recyclage est manifestement un casse-tête thermodynamique et économique complexe à résoudre, sans réponse unique ni ensemble de règles de conception pour le recyclage, et qui ne peut pas être résolu par de beaux credos, tel "du berceau au berceau". Il semble également évident que l'"exploitation" de la mine urbaine, qui a tout l'air d'un slogan publicitaire, sera une tâche plutôt complexe, voire (économiquement) impossible [...].* »

Complexification des flux de ferrailles tout au long du processus de recyclage

Le volume croissant de matériaux entrant dans les installations de recyclage, associé à la complexité grandissante des produits, pose des problématiques majeures pour l'efficacité du processus de recyclage (Brooks, et al., 2019). Cette dernière complexité ne se traduit pas seulement par une diversité de tailles, de formes ou de compositions, mais aussi par le recours à un grand nombre de matériaux (verres, céramiques, plastiques, caoutchoucs, colles, peintures, etc.), par la multiplication des matériaux sophistiqués (alliages, dopages, etc.) et par le développement des matériaux composites (Castro, et al., 2004 ; Hagelüken & Corti, 2010 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015). Cette complexité conduit nécessairement à une **complexification des flux de ferrailles tout au long du processus de recyclage** (Hagelüken & Corti, 2010 ; Allwood, et al., 2011 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019).

Le premier niveau de complexification intervient lors de la collecte. En effet, **la plupart des déchets métalliques sont gérés dans des flux mixtes**, par exemple les gros appareils ménagers (un mélange de machines à laver, de sèche-linge, de fours, de lave-vaisselle, etc.) ou les petits appareils ménagers (contenant un large éventail de produits tels que des mixeurs, des aspirateurs, des appareils audio, des machines à café, des outils, etc.) (Figure 26) (Van Schaik & Reuter, 2014). Ces flux peuvent être mélangés dans des proportions imprévisibles, souvent déterminées de manière aléatoire (Hagelüken & Corti, 2010 ; Reuter, et al., 2019).



Mélange de déchets métalliques | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Mélange de gros équipements électriques et électroniques · Site de prétraitement d'Obourg, Mons, Belgique, groupe COMET | SystExt · octobre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Figure 26 : Exemples de déchets métalliques collectés sur des sites de prétraitement

Le deuxième niveau de complexification intervient lors du prétraitement. Dans la pratique, le désassemblage complet des produits en fin de vie n'est pas intéressant d'un point de vue économique. **Les produits partiellement ou non démantelés sont donc le plus souvent broyés**⁹² afin de réduire la taille des particules et de libérer les matériaux présents (Castro, et al., 2004 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Dans ce cadre, il est fréquent que les flux de ferrailles (pourtant séparés à l'arrivée, sur le site de prétraitement) soient broyés ensemble.

⁹² La situation des véhicules hors d'usage (VHU) en France permet d'illustrer l'importance du broyage dans le prétraitement des déchets métalliques. En 2012, selon l'observatoire des VHU en France, après démantèlement et dépollution, 79 % des VHU étaient destinés au broyage, tandis que 10 % étaient dirigés vers la réutilisation, 10 % directement vers des filières de recyclage, et 1 % directement vers la valorisation énergétique (incinération) (Ademe & Federec, 2017).

Les véhicules hors d'usage (VHU) sont, par exemple, souvent broyés avec d'autres catégories de déchets : des déchets industriels (en particulier des nouvelles ferrailles provenant de l'industrie sidérurgique et métallurgique), des déchets de construction et de démolition, des DEEE (Record, 2014 ; Van Schaik & Reuter, 2014). La Figure 27 présente ainsi une installation de broyage de VHU et de DEEE et met en évidence la nature particulière hétérogène des matériaux broyés.



Figure 27 : Installation de broyage de véhicules hors d'usage (VHU) et de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) (adapté) et matériaux broyés associés · Site de prétraitement d'Obourg, Mons, Belgique, groupe COMET | SystExt · octobre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

De plus, lors du cisailage-broyage, **les joints entre les différents matériaux ne sont pas complètement libérés**, ce qui laisse souvent différents matériaux collés ou mélangés les uns aux autres (Castro, et al., 2004 ; Amini, et al., 2007 ; Gradin, et al., 2013 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Plus le déchet présente une composition matérielle sophistiquée, plus ce phénomène est marqué. Par conséquent, la ferraille contient souvent **des combinaisons de matériaux qui ne sont pas compatibles avec les procédés métallurgiques subséquents** (Castro, et al., 2004 ; Allwood, et al., 2011 ; Reuter, 2016 ; Reuter, et al., 2018), comme cela sera décrit dans le paragraphe suivant. Les matériaux ne souscrivant pas aux spécifications techniques imposées par les installations métallurgiques seront soit mis en décharge, soit destinés à être fondus en matériaux de faible qualité (Amini, et al., 2007 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Reuter, 2016).

Gradin, et al. (2013) ont comparé deux scénarios de prétraitement de véhicules hors d'usage (VHU) en Suède, en utilisant la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV) ; le premier étant le scénario conventionnel, fondé sur le recours massif au broyage⁹³, le second étant un scénario hypothétique, maximisant le désassemblage manuel⁹⁴. Les résultats indiquent que le second scénario présente des critères d'impact nettement meilleurs (pour les trois catégories d'impact considérées) et l'avantage de limiter la mise en décharge de métaux présents en petites quantités (Gradin, et al., 2013).

⁹³ Le traitement conventionnel d'un véhicule hors d'usage (VHU) est un processus en plusieurs étapes. Il est tout d'abord dépollué en le vidant de ses liquides dangereux tels que l'essence, l'huile, le liquide de frein, le liquide de lave-glace et l'antigel, et en retirant les pneus et les batteries (opérations non prises en compte dans l'étude). Le VHU est ensuite broyé et les fragments obtenus font l'objet de plusieurs opérations de tri, principalement le long de lignes automatisées qui procèdent à une séparation magnétique. En principe, ce prétraitement permet de séparer, d'une part, les aciers, l'aluminium et le cuivre et, d'autre part, les résidus de broyage automobile (RBA) qui contiennent les autres métaux, les plastiques rigides, les mousses, le verre, etc. Les auteurs précisent d'ailleurs que cette fraction importante (27 % en masse) est mise en décharge. (Gradin, et al., 2013)

⁹⁴ Le scénario hypothétique est fondé sur des études de cas réalisées par un site de démontage de véhicules à Jönköping, en Suède. Quatre ouvriers répartis sur deux postes démontent complètement le véhicule dépollué en plusieurs fractions à l'aide d'outils hydrauliques. Les fractions de matériaux sont triées pendant le démontage : les métaux, les polymères recyclables et le verre sont récupérés, les résidus combustibles incinérés, et les autres résidus mis en décharge. (Gradin, et al., 2013)

Interconnexions entre les métaux

Les combinaisons de métaux qui peuvent ou ne peuvent pas être récupérées sont dictées par la thermodynamique (Castro, et al., 2004 ; Verhoef, et al., 2004 ; Reck & Graedel, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011 ; Reuter, et al., 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). La complexification du flux de ferrailles décrite précédemment conduit à la génération d'un mélange complexe de plusieurs matériaux et métaux. Ce mélange présente des **propriétés physicochimiques et thermodynamiques qui ne sont pas compatibles avec la récupération de toutes les substances contenues** ; certaines pouvant être récupérées, certaines étant associées au principal métal d'intérêt sous forme d'éléments d'alliage ou sous forme d'impuretés, d'autres étant perdues dans la phase du laitier⁹⁵ ou dans la phase gazeuse, selon la technologie choisie (Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). Lors du traitement, il est donc souvent nécessaire de hiérarchiser les métaux cibles (à récupérer) (Hagelüken & Goldmann, 2022).

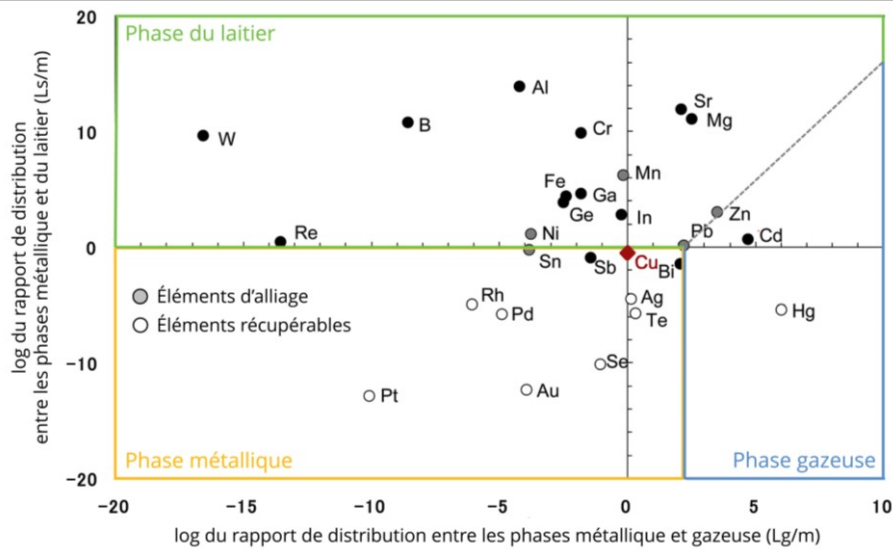
Nakajima, et al. (2010) et Nakajima, et al. (2011) ont ainsi réalisé une analyse physicochimique et thermodynamique de la façon dont les éléments se distribuent lors des processus de fusion des matériaux métalliques. Leurs travaux analysent les tendances de distribution entre les phases métallique, gazeuse et du laitier, ainsi que l'effet des paramètres physicochimiques (température, pression partielle en oxygène, composition du laitier) sur cette distribution (c'est-à-dire en termes de passage d'un élément d'une phase à l'autre). Du point de vue du matériau recyclé final, cette approche permet d'évaluer : (1) **quels métaux peuvent être récupérés** (ou recyclés) ; (2) **quelles impuretés peuvent être éliminées** (afin de « purifier » le métal en cours de fusion). La *Figure 28, page suivante*, présente ainsi la distribution de 29 éléments dans le cas de la fusion du cuivre. (1) La plupart des éléments qui se trouvent dans la phase métallique sont récupérables (*points blancs sur la Figure 28*). (2) La plupart des éléments d'alliage typiques des produits à base de cuivre (*points gris sur la Figure 28*) – tels que le nickel (Ni), l'étain (Sn), le plomb (Pb) ou le zinc (Zn) – sont des impuretés qui peuvent être éliminées de la phase métallique⁹⁶, en les transférant vers la phase du laitier.

En extrapolant ce type d'analyses physicochimiques aux autres métaux qui disposent d'infrastructures métallurgiques – qu'elles soient spécifiques au traitement des ferrailles ou non – il est possible de tracer la **roue des « matériaux secondaires »** (Nakajima, et al., 2010 ; Reck & Graedel, 2012 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019) ; comme présenté en *Figure 29, page d'après*. Cette roue met tout d'abord en évidence, pour chaque infrastructure métallurgique (chaque secteur angulaire)⁹⁷, les substances communément associées à un métal porteur (c'est-à-dire le principal métal ciblé par le traitement) dans les réacteurs métallurgiques (48 substances pour le fer-acier et le cuivre, 30 pour l'aluminium, par exemple) et les connexions complexes qui caractérisent le recyclage des métaux. Elle souligne également la situation des éléments au terme du traitement (Nakajima, et al., 2010 ; Reck & Graedel, 2012 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019), selon quatre possibilités : (1) récupérés sous forme élémentaire ou sous forme d'alliages ; (2) récupérables par des traitements ultérieurs si économiquement intéressant ; (3) perdus sous forme d'impureté dans un alliage ou dans un matériau ; (4) perdus dans les ferrailles ultimes.

⁹⁵ Le **laitier** correspond au résidu provenant de la fusion ou de la production métallique par voie pyrométallurgique. Il s'agit d'un mélange composé essentiellement de silicates, d'aluminates et de chaux, et comprenant plusieurs oxydes métalliques.

⁹⁶ Ou leurs concentrations peuvent être gérées en contrôlant les conditions de traitement.

⁹⁷ Les segments gris clair séparant certains secteurs angulaires signalent que les infrastructures métallurgiques peuvent être communes.



Hypothèses : Les modalités de calcul des rapports de distribution entre les phases métallique et gazeuse (Lg/m) et entre les phases du laitier et métallique (Ls/m), ainsi que les conditions retenues pour l'atmosphère simulée (en termes de température, de pression partielle en oxygène, etc.) sont détaillées dans (Nakajima, et al., 2011).

Description : Au cours des processus métallurgiques, les impuretés dans le métal porteur (cuivre ici) sont principalement contrôlées par des réactions d'oxydation-réduction et d'évaporation, sauf dans certains cas particuliers.

Le tungstène (W), le bore (B), l'aluminium (Al), le chrome (Cr), le gallium (Ga), le fer (Fe), le germanium (Ge), le manganèse (Mn), l'indium (In), le magnésium (Mg), le zinc (Zn) et le strontium (Sr) (situés dans la phase du laitier en vert) peuvent être transférés de la phase métallique (ou cuivre fondu) vers le laitier par oxydation. Le mercure (Hg) (situé dans la phase gazeuse en bleu) peut être éliminé par évaporation.

Le rhénium (Re), l'étain (Sn), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) (situés juste au-dessus de l'axe horizontal – log Ls/m = 0) sont partiellement distribués dans la phase du laitier.

L'argent (Ag), l'or (Au), le platine (Pt), le palladium (Pd), le rhodium (Rh), le bismuth (Bi), le sélénium (Se), le tellure (Te) et l'antimoine (Sb) (situés dans la phase métallique en jaune) restent dans la phase métallique. La plupart d'entre eux peuvent être soit éliminés, soit récupérés lors d'un traitement ultérieur (tel que l'électroraffinage (électrolyse) ou les procédés hydrométallurgiques). Certains des éléments distribués dans la phase gazeuse peuvent également être récupérés lors d'un traitement ultérieur.

Figure 28 : Diagramme de distribution des éléments entre les phases métallique, gazeuse et du laitier pour la récupération des métaux dans le cas de la fusion du cuivre (sous une atmosphère simulée) ; traduit et adapté de (Nakajima, et al., 2011, p. 4930)

Concernant les deux derniers points, cette représentation permet d'appréhender les **pertes inévitables qui se produisent au moment du traitement** (substances en rouge sur la Figure 29, page suivante) (Nakajima, et al., 2010 ; Reck & Graedel, 2012 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019). Pour minimiser ces pertes, il est tout d'abord fondamental de comprendre ces interconnexions et leurs contraintes thermodynamiques (Castro, et al., 2004). À défaut de pouvoir modifier les propriétés physicochimiques et thermodynamiques des éléments, la diminution des pertes passe nécessairement par la simplification des flux de ferrailles, depuis la conception des produits qui en sont à l'origine jusqu'à des méthodes de prétraitement limitant les mélanges, en passant par des collectes adaptées aux différents types de déchets (Castro, et al., 2004).

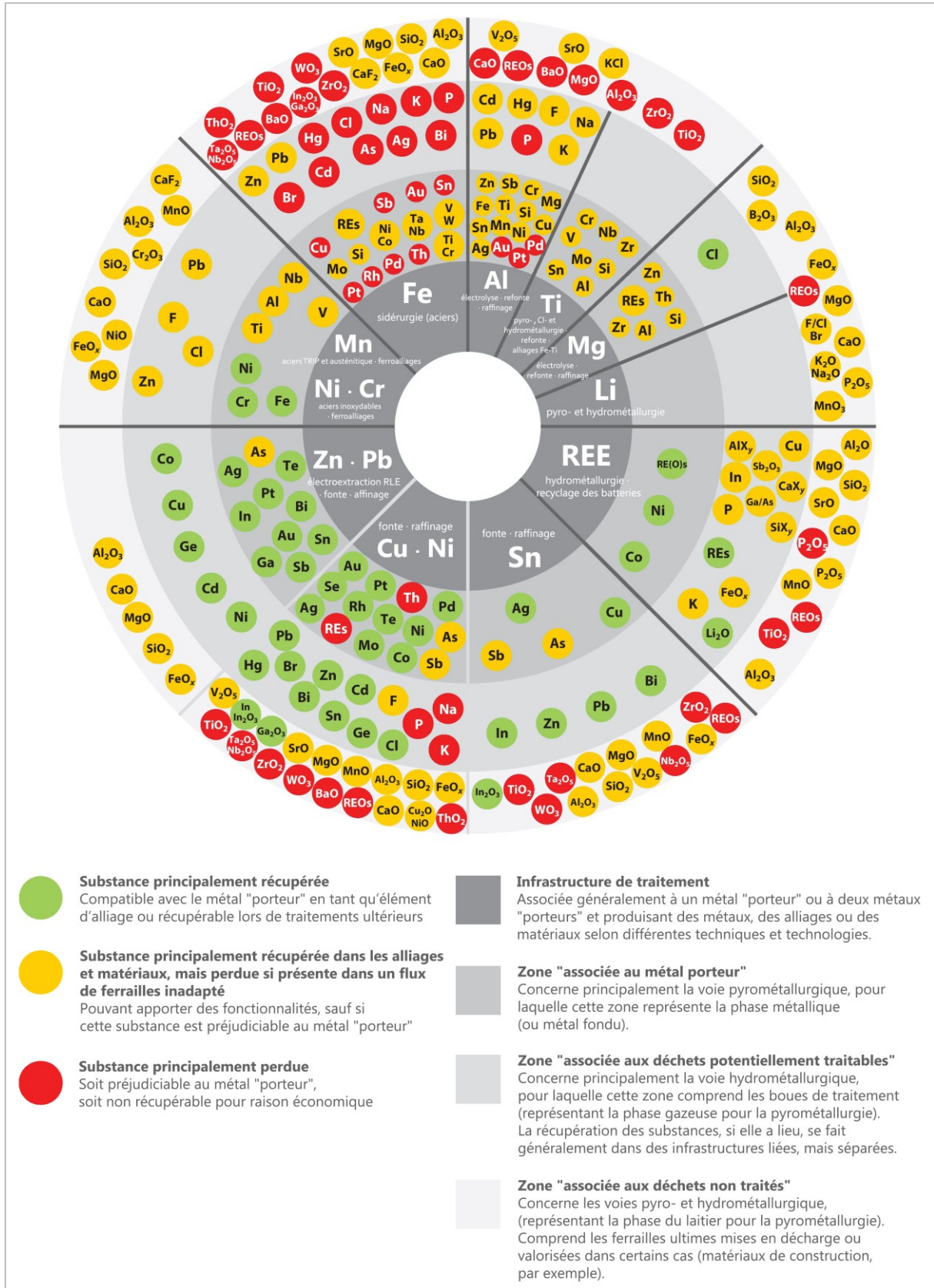


Figure 29 : Roue « des matériaux secondaires » mettant en évidence, pour chaque infrastructure métallurgique⁹⁷, les substances communément associées à un métal porteur et leur situation au terme du traitement ; traduit et modifié (mise en forme et légendes) de (Reuter, et al., 2019, p. 261)

Gestion des substances dangereuses

Aux États-Unis, l'Agence de protection de l'environnement (US EPA) estime à 85 000 le nombre de produits chimiques commercialisés ; des informations détaillées sur leur dangerosité éventuelle ne sont disponibles que pour approximativement 1 000 à 3 000 d'entre eux (Goldberg, 2017). Ce constat s'applique également à la plupart des métaux et à leurs composés, dont la toxicité et l'écotoxicité sont peu connues. L'absence d'études de toxicité accessibles au public limite l'identification de mesures adaptées pour se prémunir des risques associés, en particulier lorsqu'il s'agit d'intégrer ces substances (ou non) dans des produits manufacturés (Ogunseitan, et al., 2009 ; Goldberg, 2017). Et même lorsque des substances dangereuses sont identifiées par des chercheurs, les informations sur leur présence dans ces produits ne sont souvent pas accessibles au public (Goldberg, 2017 ; Zeng, et al., 2017). Par conséquent, **il est impossible de déterminer précisément quelles substances dangereuses se trouvent dans le gisement secondaire et en quelles quantités.**

Néanmoins, certaines substances toxiques s'avèrent très documentées et font l'objet d'une attention particulière dans les travaux de recherche scientifique qui portent sur la gestion des déchets. Il s'agit en particulier des polychlorobiphényles (PCB), des polybromobiphényles (PBB), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polybromodiphényléthers (PBDE), des dioxines et furanes⁹⁸, ainsi que de certains métaux, tels que le **plomb (Pb)**, le **mercure (Hg)**, le **cadmium (Cd)**, le **chrome hexavalent (Cr⁶⁺)**, l'**arsenic (As)**, l'**antimoine (Sb)** et le **sélénium (Se)** (Ayles, 1992 ; Babu, et al., 2007 ; Li, et al., 2015 ; Chen, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017).

Si jusqu'à maintenant, les méthodes d'évaluation environnementale des produits se sont peu intéressées aux enjeux associés à la gestion de leur fin de vie, elles se sont encore moins intéressées aux substances dangereuses qu'ils contiennent. En effet, **la composition des déchets n'a que rarement été étudiée au regard de devenir des substances toxiques et écotoxiques lors du processus de recyclage** (Kral, et al., 2013 ; Goldberg, 2017). Goldberg (2017) mentionne le cas du mercure, qui permet de mieux comprendre le dilemme du recyclage des substances dangereuses (Goldberg, 2017, pp. 491-492) :

Le mercure a été utilisé à de nombreuses fins, notamment pour l'éclairage, les appareils de mesure, les thermostats, les interrupteurs, les relais et les plombages dentaires. À partir de l'an 2000, les autorités locales et étatiques des États-Unis ont lancé des programmes visant à supprimer progressivement la vente de certains produits contenant du mercure, notamment les thermomètres médicaux, afin de réduire les émissions lors de l'utilisation et de l'élimination de ces produits. Ces programmes étaient également axés sur la collecte de ces dispositifs auprès des foyers, des établissements de soins de santé et des écoles. **Lorsque le personnel chargé de ces programmes de collecte informait les gens des effets du mercure et leur demandait d'abandonner leur thermomètre de confiance pour un thermomètre numérique, on leur demandait souvent ce que l'on comptait faire de leurs vieux thermomètres. La réponse était de recycler le mercure. Ces habitants réagissaient avec perplexité. Alors qu'ils venaient tout juste d'être informés des effets toxiques du mercure, on leur demandait maintenant de croire qu'il n'y avait pas de danger à utiliser ce matériau dans d'autres produits. Cette réaction de bon sens, qui consiste à se demander pourquoi on choisirait de faire circuler des produits chimiques toxiques dans l'économie, illustre le dilemme auquel est confrontée la réflexion sur l'économie circulaire pour ces produits.**⁹⁹

⁹⁸ En particulier les dibenzo-p-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF) qui font partie des douze polluants organiques persistants (POP) régis par la Convention de Stockholm.

⁹⁹ Traduction réalisée par SystExt.

L'exemple précédent met en exergue la situation ambivalente des déchets contenant des substances dangereuses : leur recyclage nécessite de libérer les matériaux constitutifs afin de pouvoir récupérer les métaux qu'ils contiennent, mais, ce faisant, il libère également les substances dangereuses. Si celles-ci ne sont pas isolées du flux de ferrailles, elles peuvent alors (Friege, 2012 ; Kral, et al., 2013 ; Zeng, et al., 2017 ; Chen & Zeng, 2022) : (1) être émises tout au long du processus de recyclage, lors des étapes de collecte, de prétraitement et de traitement ; (2) engendrer une contamination des produits fabriqués à partir des matériaux recyclés ; (3) intégrer les ferrailles ultimes et être mises en décharge. Même les procédés de séparation des matériaux dangereux mis en œuvre dans les installations de prétraitement les plus avancées ne suffisent pas (Friege, 2012, p. 9) : « *In the case of recycling, there might be emissions from the recycling process and/or contamination of consumer products. Recyclers are therefore responsible for the separation of waste with hazardous materials and materials used as a secondary raw material. From many publications [...] it is clear that even in state of the art recycling facilities modules with hazardous substances might remain in the stream destined for reprocessing.* »¹⁰⁰ Ces substances s'accumulent donc préférentiellement dans les stocks « inaccessibles » liés aux pertes¹⁰¹.

En matière de gestion des substances dangereuses, l'une des réglementations les plus citées à l'international est la **directive européenne dite « RoHS »** (pour *Restriction of Hazardous Substances* en anglais) qui vise à limiter l'utilisation de dix substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques (EEE), dont quatre métaux : le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le mercure (Hg), et le chrome hexavalent (Cr⁶⁺)¹⁰² (Ogunseitan, et al., 2009 ; Friege, 2012 ; Chen, et al., 2016 ; Chen & Zeng, 2022). Bien que cette réglementation ait eu des effets bénéfiques – en termes de réduction de l'utilisation du plomb en particulier (Chen, et al., 2016) – **elle ne s'est cependant pas traduite en une réduction significative des risques associés aux substances dangereuses** (Chen, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017). Plusieurs moteurs technicoéconomiques expliquent ce constat, notamment : (1) compte tenu du temps de séjour dans l'économie (et de l'éventuelle durée d'immobilisation dans le stock en hibernation), d'importantes quantités de produits ayant été fabriqués avant l'entrée en vigueur de la directive continuent de rejoindre le gisement secondaire ; (2) la plupart des produits sont importés depuis des pays qui ne disposent pas des mêmes réglementations ; (3) **de nombreuses substances toxiques ne relèvent pas de la directive**, compte tenu de leur importance dans la conception des produits (Friege, 2012 ; Kral, et al., 2013 ; Chen, et al., 2016). À ce dernier titre, Chen, et al. (2016) – qui ont étudié la composition de circuits imprimés d'ordinateurs produits entre 1996 et 2010 – ont montré que les si les concentrations en plomb (Pb), zinc (Zn), or (Au) et cuivre (Cu) ont effectivement diminué (pour des raisons économiques dans ces deux derniers cas), celles en antimoine (Sb), argent (Ag), baryum (Ba), cobalt (Co), chrome (Cr), molybdène (Mo), nickel (Ni) et vanadium (V) ont parallèlement augmenté. **Aucune de ces huit dernières substances ne relève de la directive ; ce qui est également le cas de l'arsenic (As), du thallium (Tl) ou encore du sélénium (Se)**, qui présentent pourtant des toxicités particulièrement élevées.

¹⁰⁰ Traduction : « *Dans le cas du recyclage, il peut y avoir des émissions provenant du processus de recyclage et/ou une contamination des produits de consommation. Les recycleurs sont donc responsables de la séparation des déchets contenant des substances dangereuses et des matériaux utilisés comme matières premières secondaires. De nombreuses publications [...] montrent clairement que, même dans les installations de recyclage les plus avancées, des composants contenant des substances dangereuses peuvent persister dans le flux destiné au retraitement.* »

¹⁰¹ Pour rappel, il s'agit des stocks associés aux installations de gestion de déchets (St_{déchets}), des stocks dispersés dans la technosphère (St_{techno}) et des stocks dispersés dans l'environnement (St_{env}) ; voir la section « Stocks "inaccessibles" liés aux pertes » du § 2.2.3.

¹⁰² Les 6 autres substances réglementées par la directive RoHS sont : les polybromobiphényles (PBB), les polybromodiphényléthers (PBDE), le phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP), le phtalate de butylbenzyle (BBP), le phtalate de dibutyle (DBP) et le phtalate de diisobutyle (DIBP).

Les constats précédents s'appliquent également aux **autres règlements similaires à l'international**, qui présentent de façon générale deux lacunes majeures (Ogunseitan, et al., 2009 ; Kral, et al., 2013 ; Chen, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017 ; Kral, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022) : (1) **ils ne se concentrent pas suffisamment sur les matériaux recyclés qui contiennent des substances dangereuses** ; (2) **ils ne contrôlent pas suffisamment l'intégration des substances dangereuses dans les nouveaux produits** (fabriqués à partir de matériaux recyclés ou non).

En réponse à ces enjeux, Kral, et al. (2013) et Kral, et al. (2019) **recommandent tout d'abord que les quotas de recyclage tiennent compte des caractéristiques qualitatives des matériaux recyclés**. En effet, les quotas de recyclage actuels fixent une quantité minimum de matériaux à recycler¹⁰³, quelle que soit leur composition élémentaire et, donc, leur concentration en substances dangereuses. Ces auteurs poursuivent en appelant à **favoriser des cycles de vie « propres » disposant de « puits finaux »**¹⁰⁴, qui s'avèrent indispensables pour stocker ces substances dangereuses (Kral, et al., 2013 ; Kral, et al., 2019).

S'agissant des cycles de vie « propres », Ogunseitan, et al. (2009) préconisent **l'amélioration des essais de matériaux**¹⁰⁵ **afin d'identifier des alternatives aux substances dangereuses**, ce qui encouragerait les acteurs de la fabrication et de la manufacture à prendre en compte la toxicité des substances dès le début de la conception, et éviterait le besoin d'exemptions pour des industries dites « stratégiques » (la directive RoHS ne s'appliquant pas, par exemple, aux industries militaires et aérospatiales¹⁰⁶) (Ogunseitan, et al., 2009, p. 671) :

Research to identify alternatives to toxic materials and investments in smelter facilities to safely recycle e-waste sorely lag behind the pace at which new electronic devices are invented, which in turn supports consumers' habits of buying replacements for electronic products that are still functioning perfectly. Improved standards for materials testing could eliminate the need for exemptions to toxic-substance policies for sensitive industries (e.g. medical, military, and aerospace technologies). Improved testing of materials and a robust toxics database may encourage manufacturers to consider toxicity early during product design rather than in retrospect, only after performance standards and economic considerations have first been satisfied.¹⁰⁷

¹⁰³ La définition des quotas de recyclage selon le seul critère de la masse (c'est-à-dire une quantité de matériaux à recycler par rapport à une quantité totale de ferrailles) est également remise en cause par de nombreux autres auteurs, au regard d'autres problèmes qu'elle pose, comme développé dans la section « Repenser les taux et les quotas de recyclage » du § 5.2.3.

¹⁰⁴ Kral, et al. (2013) définissent les « puits » comme des processus qui reçoivent des matériaux d'origine anthropique n'ayant aucune valeur positive pour les sociétés actuelles, et les « puits finaux » comme des puits qui détruisent complètement une substance (lorsque cela est possible) ou qui la conservent sur une très longue période.

¹⁰⁵ Les **essais de matériaux** portent sur la mesure des caractéristiques et du comportement de substances telles que les métaux, les céramiques ou les plastiques dans diverses conditions. Les données ainsi obtenues peuvent être utilisées pour spécifier l'adéquation des matériaux à diverses applications.

¹⁰⁶ Selon l'article 2 de la directive : « 4. La présente directive ne s'applique pas : a) aux équipements nécessaires à la protection des intérêts essentiels de sécurité des États membres, y compris les armes, les munitions et le matériel de guerre destinés à des fins spécifiquement militaires ; b) aux équipements destinés à être envoyés dans l'espace [...] ».

¹⁰⁷ Traduction : « La recherche visant à identifier des alternatives aux matériaux toxiques et les investissements dans les fonderies pour recycler en toute sécurité les déchets électroniques accusent un retard considérable par rapport au rythme auquel sont inventés les nouveaux appareils électroniques, ce qui conforte les consommateurs dans leur habitude d'acheter des produits de remplacement pour des produits électroniques qui fonctionnent encore parfaitement. L'amélioration des normes d'essai de matériaux pourrait éliminer le besoin d'exemptions aux politiques sur les substances toxiques pour les industries sensibles (par exemple, les technologies médicales, militaires et aérospatiales). L'amélioration des essais de matériaux et une base de données robuste sur les substances toxiques pourraient encourager les fabricants à prendre en compte la toxicité dès le début de la conception du produit plutôt que rétrospectivement, une fois que les normes de performance et les considérations économiques ont été satisfaites. »

2.3.3. Recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)

Hétérogénéité de composition à tous les niveaux

Selon la directive européenne 2002/96/CE dite « directive DEEE », les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) concernent les équipements fonctionnant grâce à un courant électrique ou à un champ électromagnétique, ou les équipements de production, de transfert ou de mesure de ces courants et champs (Chancerel & Rotter, 2009 ; Jover, et al., 2021). Ce terme regroupe donc un grand nombre d'appareils aux dimensions, poids et compositions très variables (Babu, et al., 2007 ; Chancerel & Rotter, 2009 ; Bigum, et al., 2012 ; Oguchi, et al., 2012 ; Forti, et al., 2020 ; Jover, et al., 2021), comme décrit dans le *Tableau 4*. En complément, la classification internationale des 55 types de DEEE est fournie en *Annexe 1*, p. 197.

Classe d'équipements	Liste non exhaustive d'équipements concernés
 Équipements d'échange thermique	Réfrigérateurs · congélateurs · climatiseurs · pompes à chaleur
 Écrans et moniteurs	Téléviseurs · moniteurs · ordinateurs portables · ordinateurs blocs-notes · tablettes
 Lampes ¹⁰⁸	Lampes fluorescentes · lampes à décharge à haute intensité · lampes à diode électroluminescente (LED)
 Gros équipements	Lave-linge · sèche-linge · lave-vaisselle · cuisinières électriques · grosses imprimantes · photocopieuses · chauffe-eau · hottes · radiateurs · équipements de ventilation
 Petits équipements	Aspirateurs · micro-ondes · mixeurs · grille-pain · bouilloires électriques · rasoirs électriques · pèse-personnes · calculatrices · appareils de radio · caméras vidéo · jouets électriques et électroniques · petits outils électriques et électroniques tels que les perceuses · petits appareils médicaux · petits instruments de contrôle et de surveillance · guirlandes électriques · enseignes lumineuses · interrupteurs · fibres optiques · câbles
 Petits équipements informatiques et de télécommunications (TIC)	Téléphones filaires · téléphones mobiles · visiophones · systèmes de positionnement (GPS) · calculatrices de poche · routeurs · ordinateurs personnels · imprimantes · cartouches · cartes électroniques · alarmes
 Panneaux photovoltaïques	-

Tableau 4 : Principales classes d'équipements électriques et électroniques (EEE), qu'ils soient professionnels ou ménagers, définies dans la directive européenne DEEE II (2012/19/UE), selon la modification du 15/08/2018¹⁰⁹, et liste non exhaustive des équipements concernés¹¹⁰ ; d'après données issues de (Forti, et al., 2020 ; Jover, et al., 2021)¹¹¹

¹⁰⁸ Une lampe correspond à ce qui est couramment appelé « ampoule », tandis qu'un luminaire correspond au support de fixation d'une lampe (Jover, et al., 2021).

¹⁰⁹ La directive DEEE II (2012/19/UE) prévoyait une modification de son champ d'application, qui est intervenue le 15/08/2018. Jusqu'à cette date, seuls les équipements relevant de la définition d'un EEE (et de l'une des 11 catégories listées dans l'annexe 1 de la directive) étaient concernés par celle-ci. Elle ne concernait donc pas la totalité des EEE. **Depuis cette date, la logique est inversée : tous les EEE sont a priori concernés par la directive, sauf ceux qui en sont explicitement exclus.** Ainsi, quatre nouvelles familles d'équipements sont désormais concernées : les luminaires ménagers, les cartouches d'imprimante, les groupes électrogènes et l'appareillage électrique (prises, interrupteurs, disjoncteurs, etc.). (Jover, et al., 2021)

¹¹⁰ La liste des équipements concernés diffère selon les auteurs, certains équipements pouvant concerner plusieurs classes selon leurs caractéristiques, telles que les climatiseurs ou encore les téléphones.

¹¹¹ Figures tirées de (Forti, et al., 2020, p. 20) exception fait de l'icône des panneaux photovoltaïques : Smashicons | Flaticon License · flaticon.com.

Les **tendances économiques et technologiques** décrites en § 2.2.1 (accumulation des produits, renouvellements rapides permis par des relais technologiques réguliers, durées de vie réduites du fait d'obsolescences programmée et fonctionnelle élevées, multiplication des fonctionnalités et augmentation des performances), ainsi que les **implications en termes de complexification des produits** décrites en § 2.2.2 (association de nombreux composants et matériaux, sollicitation de plusieurs dizaines de substances, alliages de plus en plus sophistiqués, dopages), **s'appliquent tout particulièrement aux équipements électriques et électroniques (EEE)**.

Les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) se caractérisent donc par une très grande hétérogénéité des matériaux contenus et une imbrication très fine des composants et matériaux (Cui & Forssberg, 2003 ; Babu, et al., 2007 ; Chancerel & Rotter, 2009 ; Friege, 2012 ; Ochugi, et al., 2012 ; Tanskanen, 2013 ; Forti, et al., 2020). **Ces caractéristiques les distinguent notablement des minerais** (Verhoef, et al, 2004 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Reuter, et al., 2019), comme décrit par (Hagelüken & Goldman, 2022, p. 545) :

[...] the material composition of products can differ **fundamentally from mining ores**. Taking [the] example of electronic products, these contain a **highly complex mix of materials**: valuable ones like the precious metals but also base and special metals such as Cu, Ni, Al, Sn, Co; hazardous substances like mercury (Hg), beryllium (Be), lead (Pb) ; halogenated plastics with bromine (Br), chlorine (Cl), fluorine (F); and many other substances such as glass, ceramics, and organic materials. [...] **A specific challenge in this context is the simultaneous presence of inorganic (metals) and organic materials as well as of certain metal mixes which as such do not occur in geological deposits.**¹¹²

Par matériaux « organiques », les auteurs précédents font en particulier référence aux **plastiques** et aux **matériaux composites métaux-plastiques** qui représentent une fraction substantielle (en masse) des DEEE, parfois majoritaire (Chancerel & Rotter, 2009 ; Ochugi, et al., 2012). Ainsi, Chancerel et Rotter (2009) – qui ont étudié 731 EEE¹¹³ issus de décharges municipales et de centres de collecte en Allemagne – ont mis en évidence que les boîtiers de 97 % des appareils étudiés étaient en plastique et que cette fraction dominait leur composition, comme illustré sur la *Figure 30, page suivante*. La composition élémentaire des DEE permet d'appréhender la finesse d'imbrication des matériaux métalliques. Dans ce cadre, Ochugi, et al. (2012) ont étudié 12,6 tonnes de DEEE¹¹⁴ extraits des décharges municipales de la ville de Hitachi, au Japon, et ont caractérisé leur concentration moyenne pour 55 éléments. Ils ont ainsi calculé les ordres de grandeur suivants : (1) concentrations pour le fer (Fe) en dizaines de pour cent ; (2) concentrations pour le cuivre (Cu), l'aluminium (Al) et le silicium (Si) en pour cent ; (3) concentrations pour les métaux alcalins, les métaux alcalino-terreux et les métaux « communs » (comme le plomb [Pb], l'étain [Sn] et le zinc [Zn]) en dixièmes de pour cent ; (4) concentrations pour les autres métaux de 0,1 à 100 g/t ; (5) concentrations pour les métaux précieux en g/t (Ochugi, et al., 2012).

¹¹² Traduction : « [...] la composition matérielle des produits peut être fondamentalement différente de celle des minerais. Si l'on prend l'exemple des produits électroniques, ceux-ci contiennent un mélange très complexe de matériaux : des matériaux de valeur comme les métaux précieux, mais aussi des métaux communs et spéciaux comme Cu, Ni, Al, Sn, Co ; des substances dangereuses comme le mercure (Hg), le béryllium (Be), le plomb (Pb) ; des plastiques halogénés avec du brome (Br), du chlore (Cl), du fluor (F) ; et beaucoup d'autres substances comme le verre, les céramiques et les matériaux organiques. [...] Un défi spécifique dans ce contexte est la présence simultanée de matériaux inorganiques (métaux) et organiques, ainsi que de certains mélanges de métaux qui, en tant que tels, ne sont pas présents dans les dépôts géologiques. »

¹¹³ Les EEE étudiés consistent principalement en des petits appareils ménagers (mixeurs, bouilloires, machines à café, sèche-cheveux, grille-pain, etc.) et des petits équipements électroniques (ordinateurs de bureau, ordinateurs portables, téléphones fixes, téléphones portables, jeux vidéo, etc.) (Chancerel & Rotter, 2009).

¹¹⁴ Les DEEE concernés comprenaient : 44,6 % (en masse) de gros appareils ménagers (ex : appareils de chauffage, appareils de cuisson) ; 16,3 % de petits appareils ménagers (ex : aspirateurs, grille-pain) ; 8,3 % de petits équipements électroniques (ex : périphériques d'ordinateurs, imprimantes) ; 20,8 % d'équipements grand public (ex : équipements audio, appareils photo) ; 3,4 % d'équipements d'éclairage.



Figure 30 : DEEE en cours de démantèlement · Site de prétraitement de Mont-sur-Marchienne, Charleroi, Belgique, groupe COMET | SystExt · octobre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Taux de collecte des DEEE particulièrement faibles

Les quantités de DEEE générées sont considérables : entre 2007 et 2012, un milliard d'ordinateurs auraient ainsi été mis au rebut dans le monde (Li, et al., 2015). En 2019, les DEEE produits au niveau mondial étaient essentiellement constitués de petits équipements (17,4 millions de tonnes [Mt]), de gros équipements (13,1 Mt) et d'équipements d'échange thermique (10,8 Mt) (Figure 31) (Forti, et al., 2020). Les écrans et moniteurs (6,7 Mt), les petits équipements informatiques et de télécommunication (TIC) (4,7 Mt) et les lampes (0,9 Mt) représentaient des parts moins importantes de ces déchets (Forti, et al., 2020). **En 2019, 53,6 Mt de DEEE ont ainsi été générées à l'international et il est prévu que cette quantité atteigne 74,7 Mt en 2030** (Figure 31) (Forti, et al., 2020). De plus, la production annuelle de DEEE pourrait plus que doubler dans les trente prochaines années (Forti, et al., 2020).

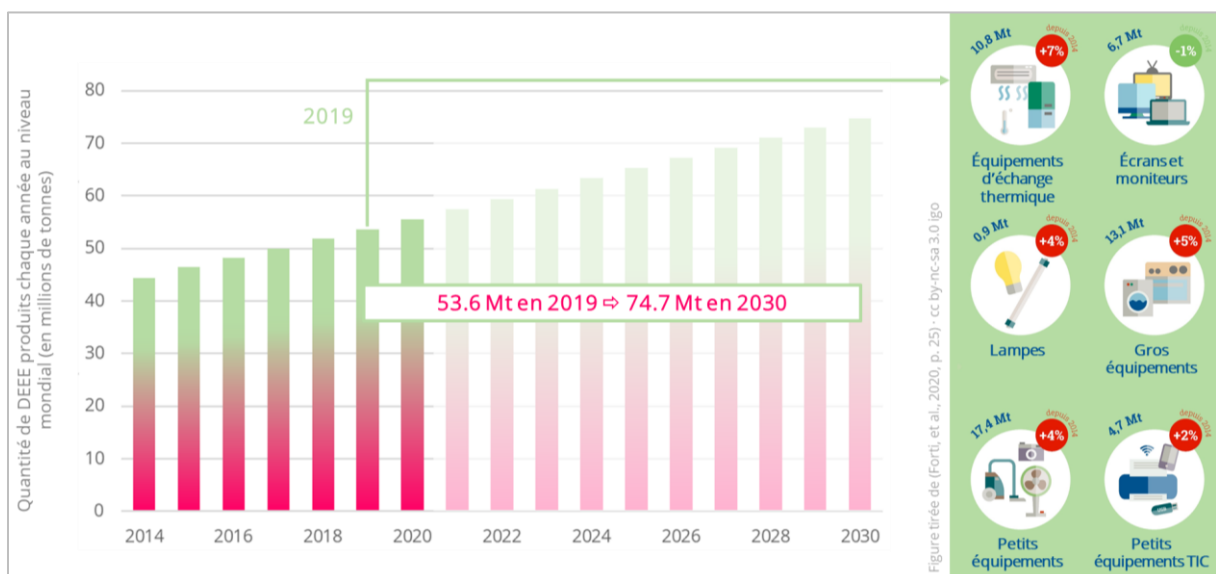


Figure 31 : Quantité de DEEE sur la période 2014-2030 et répartition par classe d'équipements en 2019¹¹⁵ | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Forti, et al., 2020)

Les DEEE constituent désormais le type de déchets qui croît le plus rapidement dans le monde, selon des taux de croissance particulièrement alarmants (Bogue, 2007 ; Stevels, et al., 2013 ; Tanskanen, 2013 ; UNEP, 2013 ; Li, et al., 2015 ; Zeng, et al., 2017 ; Tesfaye, et al., 2017), comme souligné par (PACE & World Economic Forum (WEF), 2019, p. 6) : « E-waste is now the fastest-growing waste stream in the world. Some forms of it have been growing exponentially. **The UN has called it a tsunami of e-waste. »¹¹⁶ L'Europe et les États-Unis contribuent à eux seuls à près de la moitié du total des DEEE produits chaque année (PACE & WEF, 2019).**

Cette croissance élevée, combinée à la variabilité des produits et à leur dispersion dans des millions d'entreprises et de foyers, contraint considérablement la collecte des DEEE (Babu, et al., 2007 ; Ogunseitan, et al., 2009 ; Friege, 2012 ; Tanskanen, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Tesfaye, et al., 2017). Il est donc très difficile de prévoir quels types de programmes de collecte seront rentables dans une région donnée, et quelles quantités seront collectées (Babu, et al., 2007). Par conséquent, **les taux de collecte des DEEE sont faibles (Friege, 2012 ; Forti, et al., 2020)**. À titre d'illustration, il est estimé que seulement 3 % des téléphones portables rejoignent des filières de collecte officielles (Talens Peiró, et al., 2013). **En 2019, 9,3 millions de tonnes (Mt) de DEEE ont été officiellement enregistrées comme collectées et recyclées, soit 17,4 % de la quantité totale de DEEE produits (Forti, et al., 2020)**. Ces derniers auteurs précisent (Forti, et al., 2020, p. 14) : « C'est 1,8 Mt de plus qu'en 2014, ce qui représente une croissance annuelle de presque 0,4 Mt. Or, la quantité totale de DEEE produits a augmenté de 9,2 Mt, soit une croissance annuelle de presque 2 Mt. **Les activités de recyclage progressent donc moins vite que la quantité de DEEE produits à l'échelle mondiale. [...] On ignore ce que sont devenus 82,6 % (44,3 Mt) des DEEE produits en 2019.** » Parmi les DEEE officiellement collectés sont comptés ceux qui ont été jetés dans les poubelles « classiques » ; ce qui représente 8 % des DEEE dans les pays dits « développés » (Babu, et al., 2007 ; Tanskanen, 2013 ; Forti, et al., 2020).

En ce qui concerne la situation en France, **1,2 milliard d'équipements ont été mis sur le marché¹¹⁷ en 2020**, dont 855 millions d'équipements électriques et électroniques (EEE) ménagers et 322 millions d'EEE professionnels¹¹⁸. Les 855 millions d'EEE ménagers représentent une **moyenne de 13 appareils par habitant** et un total de 1 835 462 tonnes ; tandis que les 322 millions d'EEE professionnels représentent un total de 344 282 tonnes (Figure 32, page suivante) (Jover, et al., 2021). 849 097 tonnes de DEEE ont été collectées en France en 2020, soit **un taux de collecte global de 44,3 %¹¹⁹, l'objectif national fixé par la directive DEEE (65 %) n'étant donc pas atteint (Jover, et al., 2021)**. 832 651 tonnes ont été déclarées comme « traitées » (Jover, et al., 2021). En 2019, ce traitement correspondait à : la mise en décharge directe ou l'incinération pour presque un quart des DEEE (23,1 %), la réutilisation pour 1,8 % des DEEE, le « recyclage matière » pour les 75,1 % restants (Jover, et al., 2021) (sans toutefois que les modalités du processus de recyclage associées soient précisées).

¹¹⁵ La légère baisse (-1 %) observée depuis 2014 pour les écrans et moniteurs s'explique par le remplacement récent des moniteurs et écrans lourds à tube cathodique (CRT) par des écrans plats, plus légers ; ce qui entraîne une baisse du poids total, malgré l'augmentation continue du nombre de produits (Forti, et al., 2020).

¹¹⁶ Traduction : « *Les DEEE sont aujourd'hui le flux de déchets qui connaît la croissance la plus rapide au monde. Certaines formes de ce type de déchets connaissent une croissance exponentielle. Les Nations unies ont parlé d'un tsunami de déchets électroniques.* »

¹¹⁷ Les données de mise sur le marché concernent l'ensemble des équipements électriques et électroniques (EEE) mis à disposition pour la première fois sur le territoire français, qu'ils soient fabriqués en France ou qu'ils proviennent de l'étranger (Jover, et al., 2021).

¹¹⁸ Un EEE professionnel est un équipement à usage exclusivement professionnel, tandis qu'un EEE ménager est susceptible d'être utilisé à la fois par les ménages et par des utilisateurs autres que les ménages (Jover, et al., 2021).

¹¹⁹ Les panneaux photovoltaïques ne sont pas intégrés dans le calcul de ce taux de collecte (Jover, et al., 2021).

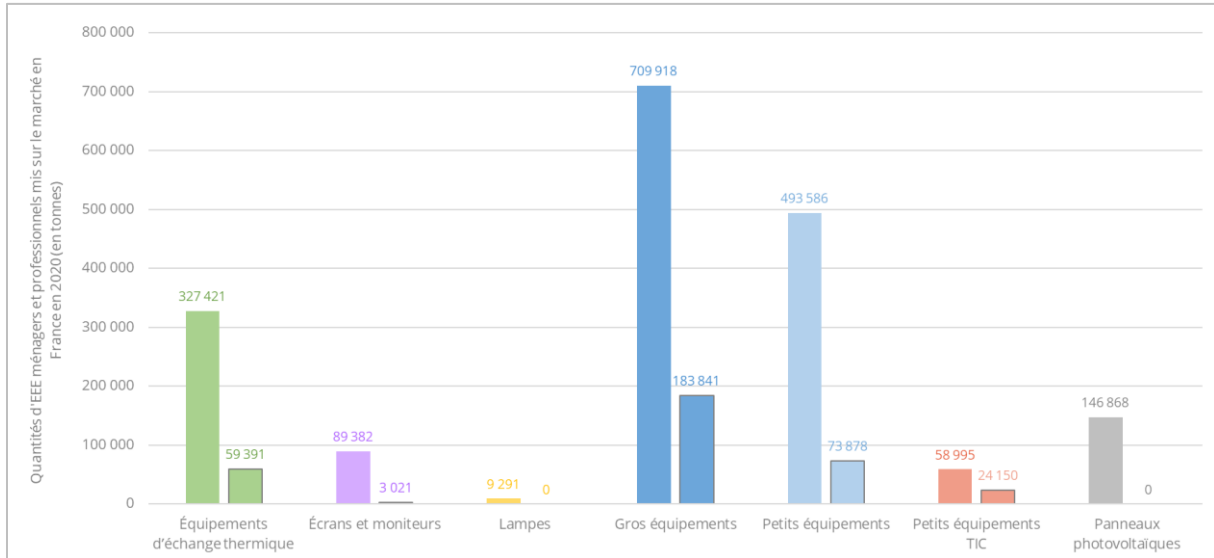


Figure 32 : Répartition des équipements électriques et électroniques (EEE) ménagers (série de gauche) et des EEE professionnels (série de droite, avec contour) mis sur le marché en France en 2020 (en tonnes) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Jover, et al., 2021)

Métaux précieux constituant le principal moteur du recyclage des DEEE

Au sein des flux de DEEE, les métaux précieux (or [Au], argent [Ag], platine [Pt], palladium [Pd]) présentent des concentrations très faibles, **de quelques grammes à quelques dizaines de grammes par tonne de déchets** (Hagelüken & Corti, 2010 ; Ochugi, et al., 2012 ; Stevels, et al., 2013). Ils se concentrent dans les circuits imprimés, qui se trouvent notamment dans les téléviseurs, les ordinateurs ou encore les téléphones portables (Cui & Forssberg, 2003 ; Tesfaye, et al., 2017). Malgré ces très faibles concentrations, leur valeur (monétaire dans ce paragraphe) est tellement élevée qu'ils représentent à eux seuls **la grande majorité de la valeur de tous les métaux contenus dans les DEEE concernés** (Hagelüken & Corti, 2010 ; Stevels, et al., 2013).

À titre d'exemple, dans un smartphone moyen, Bookhagen & Bastian (2020) ont déterminé que la valeur totale des 53 métaux contenus (représentant 45 % de la masse totale du smartphone) s'élève à 1,11 euros¹²⁰. Les quantités d'or (Au) et de palladium (Pd) atteignent respectivement 0,017 g et 0,0019 g, soit une masse totale de moins de 0,02 g ou encore un pourcentage poids inférieur à 0,02 % (étant donné que le poids total du smartphone est de 110,76 g) (Bookhagen & Bastian, 2020). Pourtant, ces seuls deux métaux représentent également 84 % de la valeur totale des métaux contenus, les 10 autres principaux métaux représentant 13 % de cette valeur, et les 41 autres métaux identifiés 3 % (Bookhagen & Bastian, 2020). La Figure 33, page suivante, synthétise ces résultats.

Ainsi, **le principal moteur économique du recyclage des DEEE est la récupération des métaux précieux** (Cui & Forssberg, 2003 ; Johnson, et al., 2007 ; Hagelüken & Corti, 2010 ; Tesfaye, et al., 2017 ; Ljunggren Söderman & André, 2019), ainsi que souligné par (Stevels, et al., 2013, p. 477) : « *Although as regards weight [precious] metals only occur in tiny amounts in products (0-50 mg), these can dominate the complete treatment strategy.* »¹²¹

¹²⁰ Cette valeur n'est pas identique au coût des composants, par exemple une puce de processeur. Il s'agit de la valeur « purement métallique », c'est-à-dire la valeur théorique que le métal récupéré atteindrait, au prix du métal en vigueur. Les calculs se fondent sur les prix moyens du premier semestre 2020. (Bookhagen & Bastian, 2020)

¹²¹ Traduction : « *Bien que les métaux [précieux] ne soient présents dans les produits qu'en quantités infimes (0-50 mg), ils peuvent dominer l'ensemble de la stratégie de traitement.* »

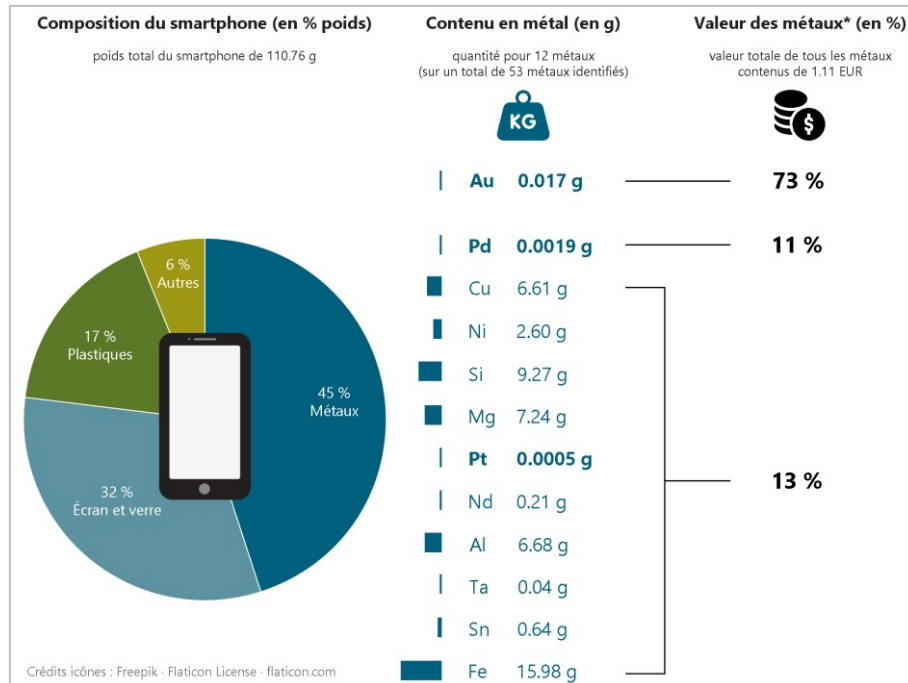


Figure 33 : Distribution des principaux métaux contenus dans un smartphone en termes de quantité (en g) et en termes de valeur des métaux (en %) ; traduit et modifié (mise en forme et descriptions) de (Bookhagen & Bastian, 2020, p. 4)

Comme indiqué précédemment par Stevels, et al. (2013), le processus du recyclage des DEEE est prioritairement déterminé par rapport aux possibilités de récupération du cuivre et des métaux précieux¹²². C'est la raison pour laquelle, dans un ordinateur portable, seuls l'or (Au), l'argent (Ag), le palladium (Pd) et le cobalt (Co) feraient l'objet d'un recyclage fonctionnel¹²³ et, dans un téléphone portable, seuls l'or (Au), l'argent (Ag) et le cobalt (Co) (Ljunggren Söderman & André, 2019)¹²⁴. Dans ce cadre, Hagelüken et Corti (2010) notent la diminution progressive des quantités de métaux précieux dans les EEE (afin de diminuer le coût des produits, comme le constatent également Chen, et al. (2016)). Ils considèrent qu'il est nécessaire de « respecter un certain seuil de teneur en métaux précieux » [trad.] (Hagelüken & Corti, 2010, p. 217) pour favoriser le recyclage des DEEE.

Il est préoccupant que le processus de recyclage soit gouverné par la récupération de quelques métaux dont la masse totale représente moins de 1 % de celle du produit. Cette approche interroge plus généralement le caractère soutenable d'un tel « recyclage », comme souligné par (Hagelüken, et al., 2016, p. 246) :

[...] just cherry picking the few most valuable metals – e.g. gold and copper in case of electronic waste – while emitting hazardous substances is certainly not the right approach from a sustainability and circular economy perspective.¹²⁵

¹²² Pour rappel, les métaux précieux restent dans la phase métallique lors de la fusion du cuivre et sont donc récupérables lors d'éventuels processus subséquents (Nakajima, et al., 2011), ainsi que détaillé dans le § 2.3.2.

¹²³ Pour rappel, on parle de « recyclage fonctionnel » lorsque la vieille ferraille est traitée pour obtenir un métal ou un alliage recyclé qui pourra ensuite rejoindre les phases ultérieures du système productif, tout comme un métal primaire.

¹²⁴ Ljunggren Söderman & André (2019) considèrent que les autres métaux ne sont pas fonctionnellement recyclés, car leur récupération à partir des déchets est négligeable à l'échelle industrielle.

¹²⁵ Traduction : « [...] se contenter de sélectionner les quelques métaux les plus précieux – par exemple l'or et le cuivre dans le cas des déchets électroniques – tout en émettant des substances dangereuses n'est certainement pas la bonne approche du point de vue de la durabilité et de l'économie circulaire. »

Voie pyrométallurgique, incinération et mise en décharge priorisées

Le fait que le processus de recyclage des déchets d'équipement électriques et électroniques (DEEE) soit prioritairement déterminé par rapport aux possibilités de récupération du cuivre et des métaux précieux induit des choix technologiques aux étapes de prétraitement et de traitement.

Le prétraitement des DEEE à l'échelle industrielle s'organise en trois phases principales. Les DEEE sont généralement démantelés afin de retirer autant que possible les composants susceptibles de contenir les substances dangereuses, tels que les piles et les batteries, les câbles électriques extérieurs, les circuits imprimés, les tubes cathodiques, les écrans à cristaux liquides, etc. À ce titre, l'*Annexe 2, p. 199*, fournit la liste des composants qui doivent être retirés selon la directive DEEE (Chancerel & Rotter, 2009). Dans la plupart des cas, cette opération est effectuée manuellement, ce qui en fait un « goulot d'étranglement » dans le traitement de volumes importants associés aux DEEE (Tanskanen, 2013).

Dans un second temps, **les DEEE sont généralement broyés** (Cui & Forssberg, 2003 ; Babu, et al., 2007 ; Oguchi, et al., 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2012 ; Tanskanen, 2013 ; Zeng, et al., 2017) – « *le traitement mécanique représent[ant] la norme en matière de prétraitement des DEEE* » [trad.] (Ueberschaar, 2017, p. 12). Les fragments broyés présentent, dans la majorité des cas, une taille comprise entre 5 et 10 mm (Cui & Forssberg, 2003). Le broyage permet d'augmenter l'efficacité de la récupération des principaux métaux (en masse), à savoir le fer (Fe), l'aluminium (Al) et le cuivre (Cu), ainsi que des plastiques, mais limite l'efficacité de la récupération des autres métaux présents en plus petites quantités comme les métaux de spécialité (Babu, et al., 2007 ; Friege, 2012 ; Ueberschaar, 2017). Plus le broyage intervient en amont de la chaîne de prétraitement, plus la récupération de ces derniers est limitée, ce qui conduit à la perte de la plupart d'entre eux lors des opérations suivantes (Friege, 2012 ; Ueberschaar, 2017). Dans un troisième temps, les fragments issus du broyage sont, le plus souvent, soumis à une séparation magnétique (pour les métaux ferreux) et à une séparation par courants de Foucault (pour le cuivre [Cu] et l'aluminium [Al], en priorité) (Babu, et al., 2007 ; Oguchi, et al., 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2012)¹²⁶.

Le traitement des DEEE à l'échelle industrielle se fait principalement par des procédés pyrométallurgiques (Tanskanen, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Tesfaye, et al., 2017 ; Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023)¹²⁷. Cette voie présente l'avantage de pouvoir valoriser les plastiques contenus comme combustibles complémentaires pour la fusion (Tesfaye, et al., 2017 ; Gamage, et al., 2023). À l'issue du prétraitement, des ferrailles de fer-acier, d'aluminium, de cuivre et de plomb (correspondant aux principaux métaux constitutifs des DEEE) sont dirigées vers des fonderies spécifiques (Tesfaye, et al., 2017). Les fonderies de cuivre et de plomb sont d'ailleurs considérées comme les principaux « recycleurs » des DEEE (Tesfaye, et al., 2017). Le traitement qui y est réalisé présente notamment l'avantage d'être compatible avec une récupération subséquente des métaux précieux. La voie hydrométallurgique est peu mise en œuvre à l'échelle industrielle, du fait d'une rentabilité inférieure (liée à la durée de traitement et au prix des réactifs, en particulier) (Tesfaye, et al., 2017 ; Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023).

¹²⁶ Ce prétraitement en trois phases est celui généralement mis en œuvre dans les installations françaises, complété par un tri optique permettant de séparer les circuits imprimés et par une séparation des plastiques (par flottaison ou tri optique) (Jover, et al., 2021).

¹²⁷ La réalisation d'une pyrolyse avant les processus pyrométallurgiques permet de : récupérer des métaux comme l'indium (In) et le gallium (Ga) par volatilisation ; de concentrer les phases métalliques tout en éliminant les halogénures et les matières organiques dangereuses ; de réduire la teneur en matières organiques pour une fusion plus facilement contrôlable (Tesfaye, et al., 2017).

Ces opérations de prétraitement et de traitement permettent donc de récupérer en priorité certains métaux : les aciers, l'aluminium, le cuivre et le plomb (ainsi que les métaux précieux, le cas échéant, mais qui représentent une part négligeable du poids total des DEEE). Cependant, **les autres matériaux et les autres métaux sont rarement récupérés**. Ils se dispersent sous forme d'impuretés dans les flux recyclés – en particulier dans les aciers – ou finissent dans les déchets associés à toutes ces opérations (ferrailles ultimes) qui sont mis en décharge (Oguchi, et al., 2012). Dans le cadre de leur étude sur les décharges municipales de la ville de Hitachi, au Japon, ces derniers auteurs estiment ainsi que 30 % du cuivre des DEEE traités sont dispersés dans les ferrailles envoyées aux aciéries, et que 30 % de cuivre supplémentaires rejoignent les ferrailles ultimes, soit un total de 60 % (Oguchi, et al., 2012). De plus, pour rappel, une part substantielle des DEEE collectés – 8 % dans les pays dits « développés » – rejoint les flux de déchets ménagers (Babu, et al., 2007 ; Tanskanen, 2013 ; Forti, et al., 2020). De la même façon que les autres déchets ménagers, ils sont alors le plus souvent incinérés et/ou mis en décharge. Des pertes de métaux se produisent également au niveau des sites de prétraitement abandonnés¹²⁸ (Figure 34) et des sites de décharges « sauvages », bien qu'elles aient un impact moindre sur la situation des flux globaux de ferrailles. **Il en résulte que la principale méthode de gestion des DEEE est la mise en décharge** (et l'incinération dans une moindre mesure) (Babu, et al., 2007 ; Oguchi, et al., 2012 ; Tanskanen, 2013 ; PACE & WEF, 2019 ; Forti, et al., 2020), comme rappelé par (Gamage, et al., 2023, p. 10) :

Currently, the main method of dealing with e-waste is the use of landfills. This, however, has detrimental environmental effects due to e-waste containing toxic substances that leads to soil degradation, plant uptake, run-off, etc.¹²⁹

Ainsi, bien que les DEEE ne constituent que 2 % des flux de déchets solides, ils représenteraient 70 % des déchets dangereux qui finissent dans les décharges (PACE & WEF, 2019). Or, ces installations soulèvent des enjeux majeurs en termes de risques environnementaux et sanitaires (Friege, 2012 ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Blengini, et al., 2019 ; Kral, et al., 2019).



Figure 34 : Site de prétraitement de DEEE abandonné, Clearfield, Utah, États-Unis ; dans lequel un incendie s'est déclaré en mars 2014 | [Basel Action Network · mars 2014 · cc by-nd 2.0 deed](#)

¹²⁸ Voir notamment l'enquête de Basel Action Network sur plusieurs installations de prétraitement de DEEE abandonnées aux États-Unis : [Lien](#).

¹²⁹ Traduction : « Actuellement, la méthode principale de gestion des déchets électroniques est la mise en décharge. Toutefois, cette méthode a des effets environnementaux délétères, étant donné que les déchets électroniques contiennent des substances toxiques qui peuvent dégrader les sols, être absorbées par la végétation, ruisseler, etc. »

3. La récupération des métaux est réduite, voire impossible

3.1. Recyclage des métaux hétérogène et insuffisant

Tel que décrit précédemment¹³⁰, l'efficacité globale du processus de recyclage dépend de chaque étape (collecte, prétraitement et traitement). Afin de quantifier cette efficacité, **l'approche la plus répandue consiste à réaliser des bilans de masse sur les flux de ferrailles** ; par exemple, la quantité de produits collectés par rapport à la quantité totale de produits mis au rebut (ou taux de collecte). Cette approche peut être généralisée à l'ensemble des phases du cycle de vie du métal (production, fabrication, manufacture, utilisation, gestion des déchets, marché des ferrailles) et appliquée aux trois principaux types de ferrailles (nouvelles ferrailles, vieilles ferrailles et ferrailles ultimes)¹³¹. Compte tenu de la complexité du gisement secondaire, il en résulte un grand nombre de combinaisons possibles en fonction des flux considérés, et donc un grand nombre d'indicateurs du recyclage associés.

Le présent paragraphe présente les **indicateurs du recyclage les plus utilisés** ainsi que les limites et incertitudes à prendre en compte lors de leur utilisation. Il détaille ensuite les valeurs associées pour les 60 métaux définis par l'International Resource Panel (IRP) et discute les disparités entre les différents groupes de métaux (métaux ferreux, métaux non ferreux, métaux précieux, métaux de spécialité). Ces données montrent que **l'expression « taux de recyclage » n'a aucune signification en soi** sans préciser de quel taux il s'agit. En effet, ces taux dépendent des flux de ferrailles considérés. À titre d'exemple – et comme cela sera détaillé ensuite – deux taux de recyclage, l'EOL-RR et le RC pour l'indium (In), présentent respectivement une valeur nulle et moyenne (UNEP, 2011).

3.1.1. Principaux indicateurs du recyclage

Six principaux indicateurs permettent d'évaluer l'efficacité du recyclage¹³² (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017). Ils se basent sur des bilans de masse qui prennent en compte différents flux et se concentrent soit sur les ferrailles, soit sur le contenu métallique de ces ferrailles. La *Figure 35, page suivante*, consiste en une description de ces six indicateurs, en précisant les flux de ferrailles pris en compte dans leur calcul et en représentant ces derniers de façon schématique dans le cycle de vie des métaux.

Parmi eux, trois sont régulièrement discutés dans la littérature (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023) : le **taux de recyclage des produits en fin de vie** (ou *end-of-life recycling rate* [EOL-RR] en anglais) ; le **taux de vieilles ferrailles** (ou *old scrap ratio* [OSR] en anglais) ; le **taux d'incorporation de recyclés** (ou *recycled content* [RC] en anglais). Ces trois indicateurs apparaissent grisés dans le tableau de la *Figure 35* et font l'objet d'une description détaillée par la suite.

¹³⁰ Voir la section « Efficacité globale du processus de recyclage » du § 2.3.1.

¹³¹ Pour rappel, les ferrailles d'usine correspondent aux déchets métalliques issus des phases de production, de fabrication ou de manufacture, et directement réintégrés dans ces trois processus. Les données associées sont généralement absentes des statistiques sur le recyclage (Graedel & Reck, 2014) ; c'est la raison pour laquelle elles ne sont pas prises en compte dans les indicateurs du recyclage.

¹³² Ces indicateurs portent uniquement sur le recyclage, qui ne correspond qu'à la dernière étape de la gestion des déchets (avec l'incinération), et qui consiste, pour rappel, à traiter les produits ou les composants mis au rebut pour récupérer les matériaux (voire les substances) contenus, en les réintégrant dans le système productif.

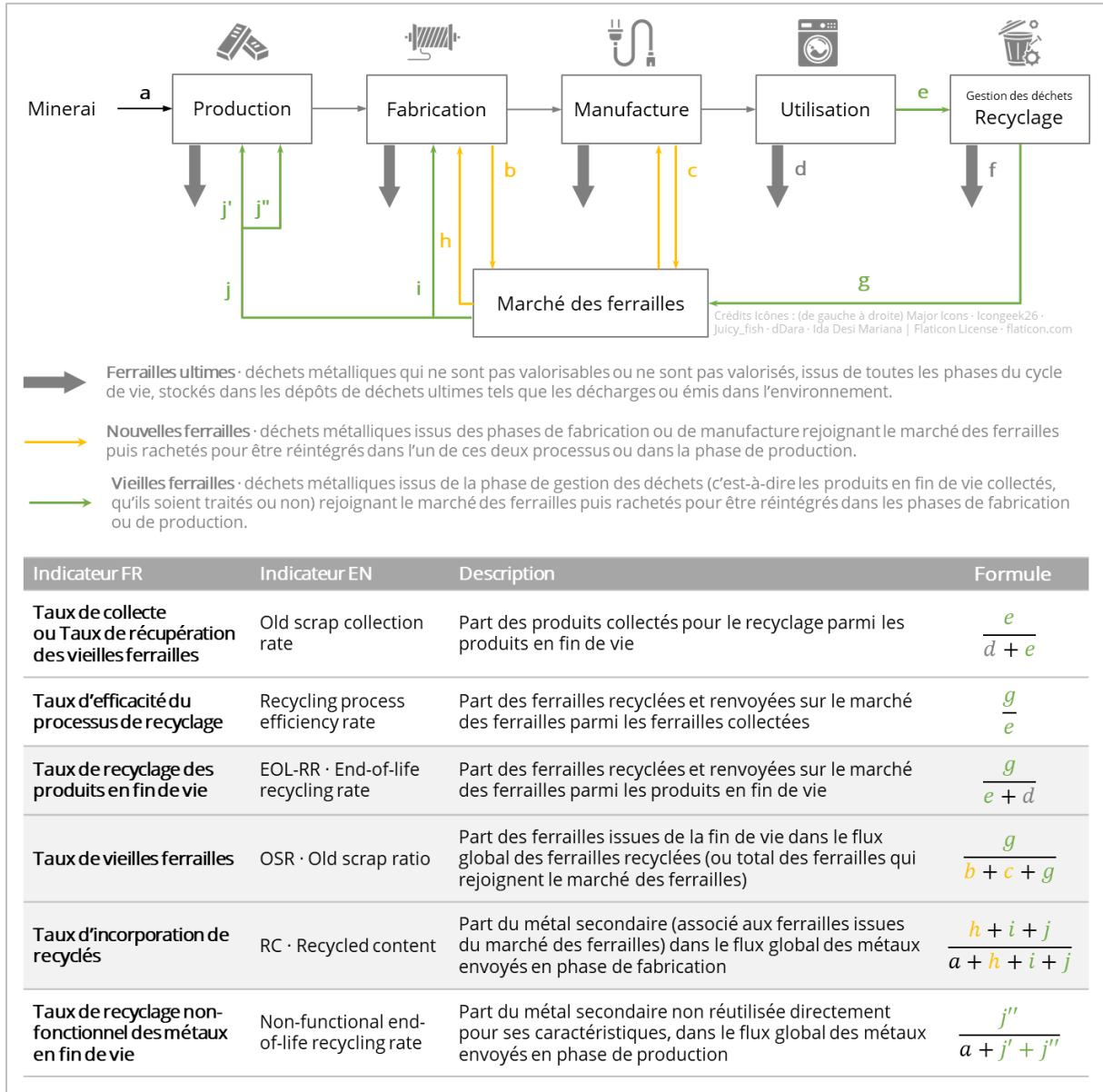


Figure 35 : Description des six principaux indicateurs du recyclage, flux de ferrailles pris en compte dans leur calcul (formule), et représentation schématique de ces derniers dans le cycle de vie des métaux¹³³ | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Grosse, 2023)

¹³³ Pour rappel, dans le cas des vieilles ferrailles, deux cas peuvent se présenter : (1) soit le traitement des vieilles ferrailles permet d'obtenir un métal ou un alliage recyclé qui pourra ensuite rejoindre les phases ultérieures tout comme un métal primaire, il s'agit alors de « recyclage fonctionnel » (j') ; (2) soit le traitement des vieilles ferrailles conduit à une dilution des métaux dans un flux de matériau où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées, il s'agit alors de « recyclage non-fonctionnel » (j''). Le taux de recyclage non-fonctionnel des métaux en fin de vie concerne donc ce second cas.

Le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) permet de quantifier la part des ferrailles recyclées et renvoyées sur le marché des ferrailles (flux g) parmi les produits en fin de vie (produits collectés ou flux e , et produits jetés avant la collecte ou flux d) (Figure 36) (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023). Schématiquement, il s'agit de « ce qui est recyclé par rapport à tout ce qui est jeté (collecté ou non) ». L'EOL-RR est probablement l'indicateur le plus utilisé par le monde académique et par les organisations internationales. Cependant, **il ne prend pas en compte la qualité des matériaux recyclés** ; il assimile ainsi le recyclage fonctionnel au recyclage non-fonctionnel¹³³, ainsi que le recyclage et le décyclage (matériau recyclé présentant une qualité inférieure au matériau original).

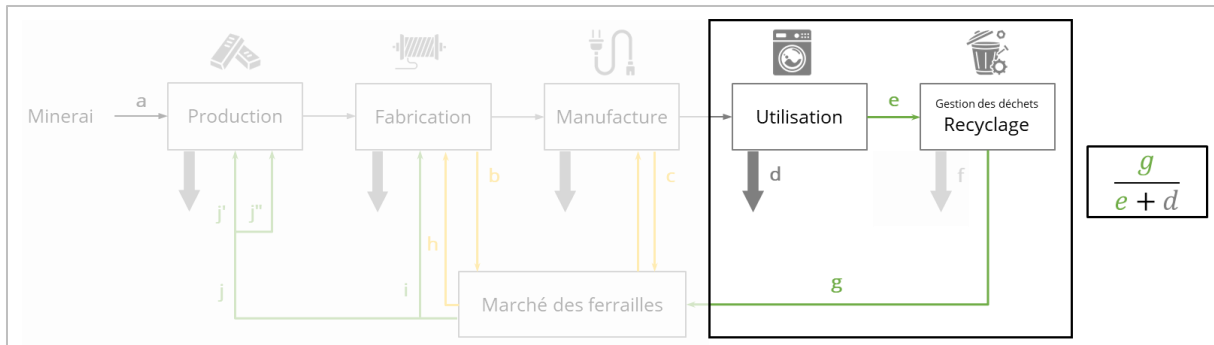


Figure 36 : Taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), flux de ferrailles pris en compte dans le calcul | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Le taux de vieilles ferrailles (OSR) permet de quantifier la part des ferrailles issue de la fin de vie (flux g) dans le flux global des ferrailles recyclées (ou total des ferrailles qui rejoignent le marché des ferrailles, c'est-à-dire la somme du flux b issu de la fabrication, du flux c issu de la manufacture et du flux g issu du recyclage) (Figure 37) (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023). Schématiquement, il s'agit de « ce qui vient des produits en fin de vie parmi tout ce qui est recyclé ».

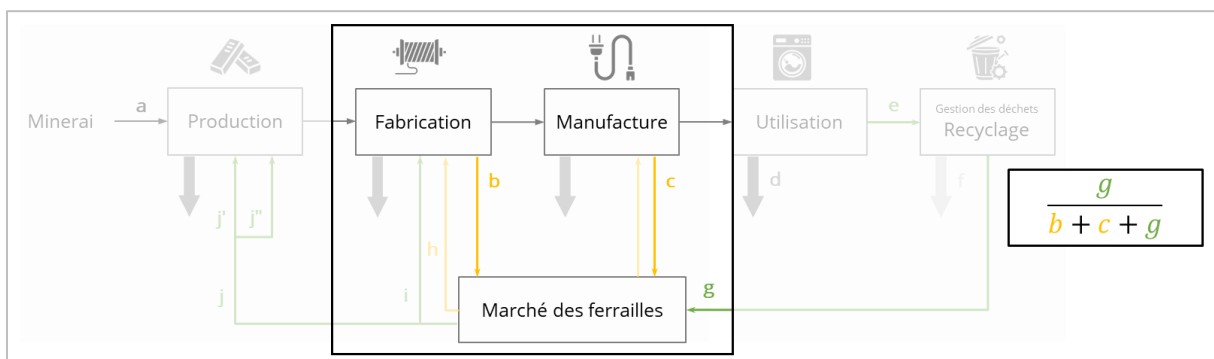


Figure 37 : Taux de vieilles ferrailles (OSR), flux de ferrailles pris en compte dans le calcul | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Le taux d'incorporation de recyclés (RC) (parfois identifié au taux d'entrées recyclées, ou *recycled input rate (RIR)* en anglais) permet de quantifier la part du métal secondaire (issue du marché des ferrailles, c'est-à-dire la somme du flux h , du flux i et du flux j) dans le flux global des métaux envoyés en phase de fabrication et en phase de production (flux de métal secondaire et flux a de métal primaire) (Figure 38, page suivante) (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Reck & Graedel, 2012 ; Graedel & Reck, 2014 ; Tercero Espinoza & Soulier, 2017 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Schématiquement, il s'agit de « ce qui vient du recyclage dans la production ou la fabrication ».

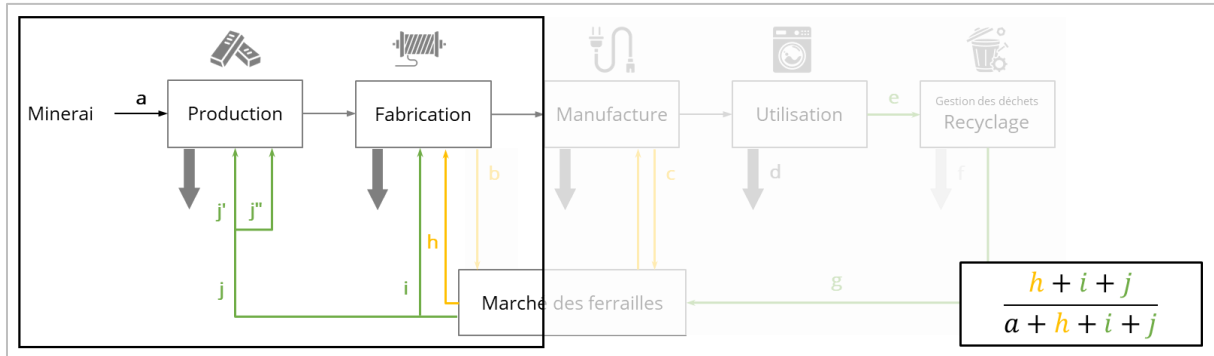


Figure 38 : Taux d'incorporation de recyclés (RC), flux de ferrailles pris en compte dans le calcul | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Le taux d'incorporation de recyclés (RC) est l'indicateur qui, en principe, caractérise « au mieux » l'efficacité du recyclage, car il reflète la part de l'offre secondaire qui réintègre le système productif. Cependant, **il comporte un biais important, puisqu'il inclut les flux de nouvelles ferrailles**. Ainsi, plus ce flux est important (et donc plus les phases de fabrication et de manufacture génèrent de déchets), plus le RC est élevé. Un RC moyen ou élevé peut donc refléter un procédé de fabrication très inefficace, et non une « bonne » gestion des produits en fin de vie (Graedel, 2014 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023), comme souligné par (Reck & Graedel, 2012, p. 690) :

Recycled content describes the share of scrap in metal production, which is important to get a sense of the magnitude of secondary supply. [...] it does not distinguish between new (yield loss from fabrication and manufacturing) and old (postconsumer) scrap as input material, making it **vulnerable to artificially increased rates based solely on preconsumer sources (fabricators may be given incentives to increase their scrap output to meet secondary demand, making recycled content an incentive for inefficiencies in fabrication and manufacturing)**.¹³⁴

Pour reprendre l'exemple de l'indium (In), alors qu'il n'est pas récupéré dans les produits en fin de vie, il présente pourtant un RC à l'échelle mondiale de 25-50 % ; ce qui s'explique par le très faible rendement de ses procédés de fabrication (UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014).

Pour s'affranchir de ce biais, Grosse (2023) introduit un $RC_{\text{pure old scrap}}$ ou le taux d'incorporation de recyclés (RC) qui ne prend pas en compte la boucle « instantanée » des nouvelles ferrailles. Le $RC_{\text{pure old scrap}}$ est le plus souvent très inférieur au RC_{total} : 17 % au lieu de 29 % pour le cuivre (Cu), 29 % au lieu de 40 % pour le fer (Fe), ou encore 20 % au lieu de 35 % pour l'aluminium (Al)¹³⁵ (Grosse, 2023).

De plus, si la détermination des taux d'incorporation de recyclés (RC) de la plupart des métaux est possible à l'échelle mondiale, elle est difficile, voire impossible, à l'échelle nationale, du fait du manque de données sur le RC des produits importés et utilisés dans les phases de production ou de fabrication (Graedel & Reck, 2014).

¹³⁴ Traduction : « Le taux d'incorporation de recyclés décrit la part de ferrailles dans la production de métal, ce qui est important pour se faire une idée de l'ampleur de l'offre secondaire. [...] il ne fait pas de distinction entre les nouvelles (pertes de rendement dues à la fabrication) et les vieilles (postconsommation) ferrailles, ce qui le rend vulnérable à une augmentation artificielle des taux basée uniquement sur les sources préconsommation (les fabricants peuvent être incités à augmenter leur production de ferrailles pour répondre à la demande secondaire, ce qui fait du taux d'incorporation de recyclés une incitation à l'inefficacité de la fabrication et de la production). »

¹³⁵ Le $RC_{\text{pure old scrap}}$ est également très inférieur au RC_{total} pour les autres métaux étudiés (exception faite du plomb) : 26 % au lieu de 33 % pour le platine (Pt), 13 % au lieu de 19 % pour le chrome (Cr), 11 % au lieu de 23 % pour le zinc (Zn), 57 % au lieu de 58 % pour le plomb (Pb) et 39 % au lieu de 46 % pour le cadmium (Cd) (Grosse, 2023).

Ce dernier constat met en lumière une limite importante associée à tous les indicateurs du recyclage de façon générale : le **manque de données sur les flux de métaux à toutes les phases du cycle de vie** (Graedel & Reck, 2014). Ces incertitudes associées aux flux, qui servent de base aux calculs des indicateurs du recyclage, incitent donc à considérer ces derniers comme des **ordres de grandeur** au lieu de valeurs bien définies.

3.1.2. Taux de recyclage faibles et disparités entre les métaux

Situation des 60 métaux à l'échelle internationale

La *Figure 39* présente les **taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR)** moyens pour 60 métaux à l'échelle internationale en 2011¹³⁶.

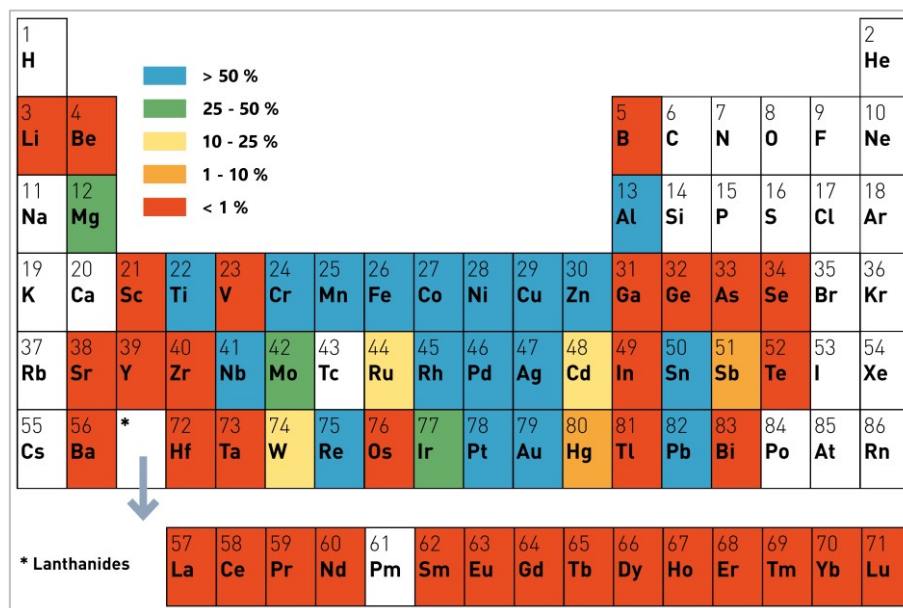


Figure 39 : Taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) moyens à l'échelle internationale pour 60 métaux en 2011 ; adapté de (UNEP, 2011, p. 19)¹³⁷

Seulement 18 métaux présentent des EOL-RR supérieurs à 50 % (en bleu sur la Figure 39), et tous appartiennent aux groupes des métaux ferreux, des métaux non ferreux ou des métaux précieux, exception faite du rhénium (Re). Ces taux relativement élevés pourraient donner l'impression que les métaux concernés sont utilisés de manière « plus responsable » que ceux dont les taux sont moins élevés. En réalité, ils reflètent un usage des métaux représentant de grandes quantités, sous une forme « facilement » récupérable (par exemple, le plomb dans les batteries, ou l'acier dans les véhicules automobiles) (Graedel, 2011b ; UNEP, 2011 ; UNEP, 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Schäfer & Schmidt, 2020a). 34 métaux présentent des EOL-RR inférieurs à 1 % (en rouge sur la Figure 39) et tous appartiennent au groupe des métaux de spécialité, exception faite du vanadium (V) et de l'osmium (Os). Ainsi, **plus de la moitié des métaux ne sont pas recyclés à partir des produits en fin de vie**, du fait notamment de la faiblesse de la collecte des produits associés et des limites inhérentes au processus du recyclage (Graedel, et al., 2011).

¹³⁶ D'après plusieurs experts français et européens consultés par SystExt, ces données n'ont toujours pas été mises à jour depuis 2011, mais restent vraisemblablement très proches à ce jour.

¹³⁷ La liste des 60 métaux considérée correspond aux groupes définis par l'IRP, comme illustré en Figure 2. Les cases non colorées indiquent que l'élément n'a pas été pris en compte dans l'étude de l'UNEP ou qu'aucune donnée ou estimation n'était disponible. Ces remarques sont également valables pour la Figure 40, page suivante.

La Figure 40 présente les taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), les taux de vieilles ferrailles (OSR) et les taux d'incorporation de recyclés (RC) moyens pour 60 métaux à l'échelle internationale en 2011. Pour ces deux derniers indicateurs, les mêmes tableaux individuels qu'en figure précédente sont fournis en *Annexe 3, p. 200*. Il en ressort que les métaux concernés par un EOL-RR < 1 % (*rouge en haut de la case*) présentent généralement des valeurs faibles pour les RC et OSR ; et que, à l'inverse, ceux concernés par un EOL-RR > 50% (*bleu en haut de la case*) présentent généralement des valeurs moyennes « élevées » pour les RC et OSR.

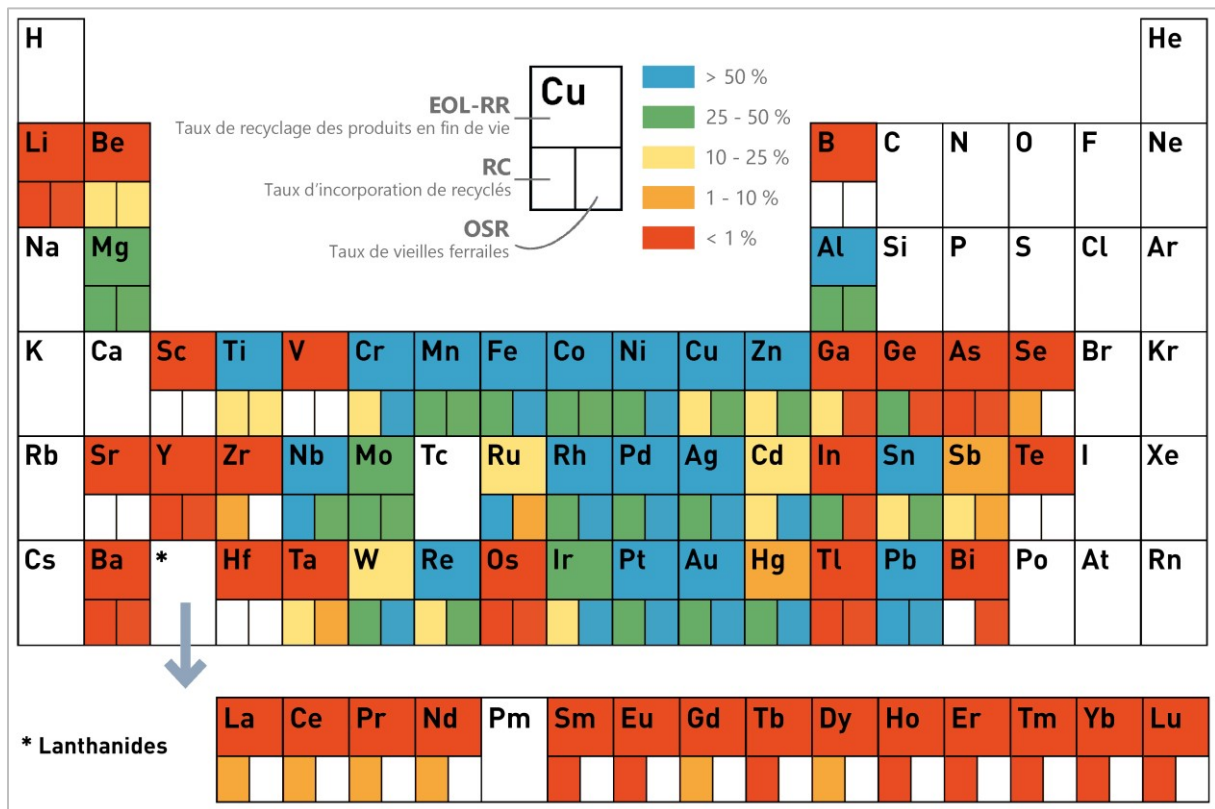


Figure 40 : Taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), taux d'incorporation de recyclés (RC) et taux de vieilles ferrailles (OSR) moyens à l'échelle internationale pour 60 métaux en 2011 | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (UNEP, 2011)

Principales tendances différenciant les groupes de métaux

Par conséquent, **trois pôles se profilent selon les principaux usages des métaux** (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Reck & Graedel, 2012 ; Hunt, et al., 2013 ; UNEP, 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Schäfer & Schmidt, 2020a) :

- (1) un pôle comprenant des **métaux ferreux et non ferreux** – tels que le fer (Fe), l'aluminium (Al), le plomb (Pb) ou le nickel (Ni) – exception faite du rhénium (Re)) dont les principaux usages représentent des quantités importantes, sous une forme « facilement » récupérable ;
- (2) un pôle comprenant très majoritairement des **métaux de spécialité** – tels que le lithium (Li), l'indium (In), l'arsenic (As) ou le bismuth (Bi) – dont les principaux usages représentent des quantités beaucoup plus faibles, sous une forme difficilement (voire non) récupérable ;
- (3) un pôle comprenant les **métaux précieux les plus utilisés** – argent (Ag), or (Au), platine (Pt), palladium (Pd) et rhodium (Rh) – dont la valeur est si élevée qu'ils seront récupérés autant que possible, quel que soit l'usage considéré.

Concernant le pôle (2), l'**UNEP (2011)** propose une sous-catégorisation des métaux de spécialité, basée sur les tendances associées aux taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), aux taux d'incorporation de recyclés (RC) et aux taux de vieilles ferrailles (OSR). Ces tendances sont corrélées avec les usages des métaux et la situation des filières de recyclage (**UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014**) ; cela est synthétisé dans le **Tableau 5**.

Catégorie	Tendances pour les taux	Description des principaux usages des métaux et de la situation des filières de recyclage, pouvant expliquer les tendances pour les taux
Pratiquement aucun recyclage (<i>hardly any recycling</i>)	EOL-RR, OSR, RC faibles ou très faibles	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux utilisés dans des usages dispersifs ou dans des usages dissipatifs (en petites quantités dans des produits complexes tels que les puces électroniques, ou en tant qu'élément d'alliage mineur). • La collecte des produits en fin de vie est généralement très peu développée (OSR très faible), et si ces éléments entrent dans les processus de recyclage, ils sont soit incorporés dans les ferrailles recyclées, soit, le plus souvent, transférés dans les ferrailles ultimes (EOL-RR très faible). • Exemples : arsenic (As), baryum (Ba), antimoine (Sb), yttrium (Y).
Recyclage de nouvelles ferrailles principalement (<i>mainly new scrap recycling</i>)	EOL-RR et OSR très faibles, RC moyen	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux utilisés dans des usages dissipatifs spécifiques, tels que des matériaux semi-conducteurs, ou en tant que dopages. • Leur fabrication génère d'importantes quantités de nouvelles ferrailles (cibles de pulvérisation usagées, plaquettes de silicium cassées, par exemple). Tous ces matériaux sont généralement recyclés (RC moyen). Cependant, la collecte des produits en fin de vie est difficile (OSR très faible) et les technologies de recyclage font souvent défaut (EOL-RR très faible). • Exemples : germanium (Ge), gallium (Ga), indium (In).
Recyclage spécifique en fin de vie (<i>old scrap recycling - metal specific</i>)	EOL-RR et OSR « élevés », RC moyen	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux utilisés majoritairement dans des applications industrielles très spécifiques, tels que les superalliages ou les catalyseurs. • Ces cycles industriels fermés, combinés à la valeur élevée des métaux concernés, garantissent une très bonne collecte et la mise en place de technologies de recyclage spécifiques (EOL-RR et OSR élevés). Pour les mêmes raisons, les nouvelles ferrailles sont également très bien recyclées. Cependant, la demande de ces éléments reste élevée et largement satisfaite par l'offre primaire (RC moyen). • Exemple : rhénium (Re).
Recyclage non spécifique en fin de vie (<i>old scrap recycling - metal unspecific</i>)	EOL-RR très faible, OSR et RC moyens ou faibles	<ul style="list-style-type: none"> • Métaux utilisés en accompagnement d'un métal principal, tels que les éléments d'alliage principaux ou mineurs. L'exemple typique est celui des alliages béryllium-cuivre utilisés dans les applications électroniques et électriques. • La collecte des produits associés est généralement bonne (OSR moyen), mais ces éléments restent dilués dans le métal principal au cours du processus de recyclage, et sont soit incorporés dans les ferrailles recyclées, soit, le plus souvent, transférés dans les ferrailles ultimes (EOL-RR très faible). • Exemple : béryllium (Be).

Tableau 5 : Catégorisation des métaux de spécialité fondée sur les tendances pour les trois principaux taux (EOL-RR, OSR et RC), et corrélation avec les principaux usages des métaux et la situation des filières de recyclage ; d'après données issues de (**UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014**)

En synthèse, **la plupart des métaux de spécialité ne sont pas ou quasiment pas recyclés** (34 métaux avec un EOL-RR < 1 %) et il n'existe toujours pas de technologie de recyclage pour la plupart d'entre eux. De plus, **les métaux ferreux et non ferreux présentent des taux de recyclage** (EOL-RR et OSR en priorité) **encore trop faibles** (**Hunt, et al., 2013, p. 20**) : « *In fact in recent years, significant quantities of steel, aluminium, zinc, copper and lead, supplied to the market have been produced from secondary resources. [...] However, these metals are still not recovered to their maximal extent and such strategies should be adopted for all elements (metals).* »¹³⁸

¹³⁸ Traduction : « *Dans les faits, ces dernières années, des quantités importantes d'acier, d'aluminium, de zinc, de cuivre et de plomb mises sur le marché ont été produites à partir de ressources secondaires. [...] Toutefois, ces*

Tous les auteurs étudiés alertent ainsi sur la **faiblesse de ces principaux taux de recyclage**, à l'image de (UNEP, 2011, p. 23) :

The information in this report clearly reveals that in spite of significant efforts in a number of countries and regions, **many metal recycling rates are discouragingly low, and a "recycling society" appears no more than a distant hope.** This is especially true for many specialty metals which are crucial ingredients for key emerging technologies. **Policy and technology initiatives to transform this situation are urgently needed.**¹³⁹

Les métaux précieux – correspondant au pôle (3) précédent – représentent la seule exception à ce bilan globalement négatif (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014). Néanmoins, **l'étude détaillée des filières secondaires associées met en évidence de nombreuses limites.** À l'image du processus de traitement du minerai, la récupération des métaux précieux depuis les ferrailles présente de nombreuses problématiques, comme le démontre l'exemple de l'or détaillé dans l'*Encadré 3, page suivante*.

métaux ne sont pas encore récupérés dans leur intégralité et de telles stratégies devraient être adoptées pour tous les éléments (métaux). »

¹³⁹ Traduction : « Les informations contenues dans ce rapport révèlent clairement que, en dépit des efforts considérables déployés dans un certain nombre de pays et de régions, les taux de recyclage de nombreux métaux sont d'une faiblesse décourageante, et une "société du recyclage" ne semble être qu'un lointain espoir. Cela est particulièrement vrai pour de nombreux métaux de spécialité qui sont des ingrédients cruciaux pour les technologies émergentes. Il est urgent de prendre des initiatives politiques et technologiques pour remédier à cette situation. »

Encadré 3 - 1/2 : Problématiques associées au recyclage de l'or et perspectives contraintes pour la valorisation des DEEE

Tendances économiques associées à la production secondaire d'or

L'or est considéré comme le métal le mieux recyclé historiquement, ce qui s'explique notamment par deux de ses caractéristiques : sa résistance à l'oxydation et à la corrosion, et sa valeur (qui a toujours été élevée). Sur les plus de 200 000 tonnes produites au cours de l'histoire¹⁴⁰, seulement 2 à 15 % de l'or auraient été perdus (Fritz, et al., 2020).

La production secondaire d'or augmente régulièrement, à un taux de croissance annuel de 4 %, en lien notamment avec l'augmentation de la consommation en joaillerie (le stock de produits joailliers ayant augmenté de 2 à 9 % par an depuis 1982) (Hewitt, et al., 2015). Le recyclage de l'or est d'abord stimulé par les crises économiques ; la crise financière de 2008-2009 (couplée à un prix élevé de l'or) ayant conduit à une augmentation globale du recyclage de 25 %, par exemple (Hewitt, et al., 2015). Après les crises financières, le principal moteur du recyclage de l'or est le prix (Hewitt, et al., 2015) ; ce qui explique les taux de recyclage EOL-RR, OSR et RC élevés de l'or, y compris pour les déchets dont le traitement s'avère difficile (comme discuté précédemment pour les DEEE).

Cependant, l'offre secondaire reste minoritaire par rapport à l'offre primaire ; en 2021, elle représentait un quart de la production mondiale d'or¹⁴¹ (Figure 41) (Hewitt, et al., 2015 ; World Gold Council, 2022). La production secondaire provient à 90 % de déchets de haute valeur – composés principalement de bijoux, de pièces de monnaie et de lingots – et à 10 % de déchets industriels – composés essentiellement de DEEE provenant des industries automobile et électronique (Figure 41) (Hewitt, et al., 2015 ; World Gold Council, 2022). Ces derniers déchets représentent donc seulement 3 % de la production totale d'or.

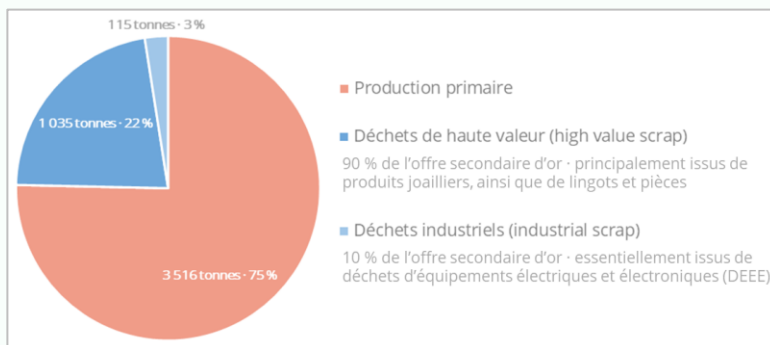


Figure 41 : Répartition de la production mondiale d'or en 2021 entre celle d'origine primaire et celle d'origine secondaire (tonnages en tonnes et pourcentages associés) | Création : SystExt · septembre 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Hewitt, et al., 2015 ; World Gold Council, 2022)

Recyclage des déchets de haute valeur

Les déchets de haute valeur contiennent une proportion d'or très élevée – d'environ 60 % pour les produits joailliers à 100 % pour les pièces de monnaie et lingots (Figure 42) (Schäfer & Schmidt, 2020b) – en alliage avec un ou plusieurs métaux (souvent des métaux précieux) (Fritz, et al., 2020). Le traitement de ces déchets dépend du niveau de pureté que doit atteindre l'or recyclé. La voie pyrométallurgique est généralement privilégiée, car elle requiert des équipements de taille souvent restreinte, qui sont donc accessibles pour les joailliers et adaptables « facilement » pour les fonderies de métaux non ferreux et ferreux (Hewitt, et al., 2015 ; Fritz, et al., 2020).

Le métal recyclé par pyrométallurgie ne peut cependant pas atteindre les hauts niveaux de pureté requis pour les usages industriels. Pour y parvenir, un traitement hydrométallurgique à base d'eau régale et du procédé électrochimique Wohlwill¹⁴² est mis en œuvre et permet d'atteindre des niveaux de pureté élevés (99,999 %) (Hewitt, et al., 2015 ; Fritz, et al., 2020).



Figure 42 : Lingot et pièces d'or, correspondant à des types de déchets de haute valeur | BullionVault · juin 2009 · cc by-nd 2.0 deed

¹⁴⁰ D'après le World Gold Council, 212 582 tonnes d'or ont été extraites au cours de l'histoire (données mises à jour en date du 01/02/2024). [Lien](#).

¹⁴¹ Dans ses statistiques, le World Gold Council n'inclut pas les ferrailles d'usine, ni les nouvelles ferrailles.

¹⁴² Le **procédé Wohlwill** repose sur une électrolyse avec : une anode constituée d'un lingot de pureté minimale 98,5 % ; une cathode constituée de feuilles d'or pur ; un électrolyte composé d'acide tétrachloraurique (HAuCl₄) et d'acide chlorhydrique.

Encadré 3 · 2/2 : Problématiques associées au recyclage de l'or et perspectives contraintes pour la valorisation des DEEE

Recyclage des déchets industriels

Les déchets industriels contiennent une proportion d'or particulièrement faible, de quelques grammes à quelques dizaines de grammes par tonne de déchets, soit de l'ordre de 0,001 % (Hagelüken & Corti, 2010 ; Stevels, et al., 2013 ; Schäfer & Schmidt, 2020b). L'or se concentre dans les circuits imprimés, dans lesquels il se présente sous forme de fils fins ou de placages (Figure 43). La voie pyrométallurgique est généralement privilégiée, mais requiert – pour ce type de déchets – d'importantes infrastructures qui présentent des impacts environnementaux considérables (Hewitt, et al., 2015 ; Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023). La voie hydrométallurgique est également mise en œuvre, principalement avec du cyanure, de l'eau régale ou de l'ammoniaque, bien que la complexité des DEEE limite beaucoup l'efficacité de ces procédés (Gamage, et al., 2023). À l'image du traitement du minerai d'or, le lixiviant privilégié est le cyanure, malgré un rendement relativement faible (Rao, et al., 2020). En effet, à peine 60 % de l'or peut être récupéré par cyanuration de déchets de circuits imprimés (à comparer avec des rendements pouvant atteindre 95 % sur du minerai) (Rao, et al., 2020). Les procédés biométallurgiques n'existent pas à l'échelle industrielle, du fait, notamment, de la toxicité des substances présentes dans les DEEE ; les retardateurs de flamme étant nuisibles aux bactéries acidophiles, par exemple (Gamage, et al., 2023). Bien que de nombreux travaux de recherches soient réalisés sur des procédés hydrométallurgiques utilisant des lixivants alternatifs au cyanure ou sur des procédés biométallurgiques, il s'agit d'approches théoriques difficilement applicables (du fait de rendements faibles et de cinétiques réactionnelles lentes) (Rao, et al., 2020 ; Gamage, et al., 2023).

Perspectives limitées pour la récupération de l'or à partir des déchets industriels

La récupération de l'or à partir des déchets industriels devrait être de plus en plus en difficulté à l'avenir. Tout d'abord, afin de diminuer le coût des équipements électriques et électroniques (EEE), la quantité d'or a progressivement été diminuée, et cette tendance se poursuit (Hagelüken & Corti, 2010 ; Hewitt, et al., 2015 ; Chen, et al., 2016 ; Ljunggren Söderman & André, 2019 ; Rao, et al., 2020). Ainsi, en 2008, l'or composait 90 % des fils de connexion ; en 2015, 50 % ; entre 2004 et 2014, la quantité d'or dans les circuits imprimés a diminué de 40 % (par tonne) (Hewitt, et al., 2015). Parallèlement, la complexification croissante des EEE conduit à une augmentation du nombre de substances contenues (dont celles qui sont toxiques). Cette évolution contraint les possibilités de traitement (quelle que soit la voie considérée, pyro- ou hydrométallurgique) et soulève des enjeux environnementaux supplémentaires (Fritz, et al., 2020, p. 1939) : « [It] is interesting to note that more attention is paid to WEEE recycling than to high-value scrap recycling although quantitatively it is the minor fraction of gold recycling and also has worse environmental impacts. »¹⁴³

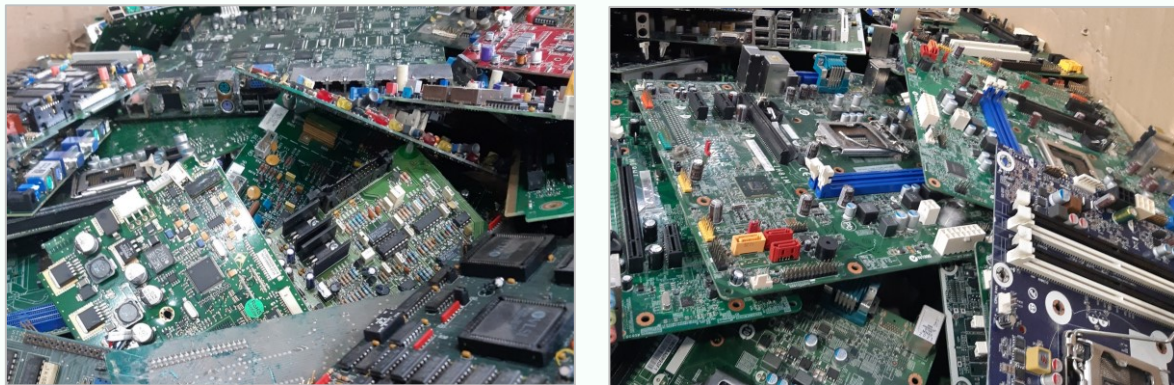


Figure 43 : Circuits imprimés présentant des concentrations d'intérêt en or · Site de Muret (31) pour la collecte, le tri et le prétraitement, de la société SOVAMEP | SystExt · août 2023 · cc by-nc-sa 4.0 deed

Par ailleurs, les quantités de déchets industriels valorisables (pour la récupération de l'or) s'avèrent limitées et le seront de plus en plus. Tout d'abord, de très grandes quantités de DEEE sont désormais stockées en décharge, avec une faible probabilité de reprise. Ainsi, la plupart de l'or contenu dans les équipements électroniques des années 1980 et 1990 se trouve désormais enfoui et est non récupérable (Hewitt, et al., 2015). De plus, la part des déchets valorisables est faible : en 2025, seulement 2 % de tous les DEEE devraient être concernés (Hewitt, et al., 2015). Enfin, depuis 2015, les capacités de traitement des déchets de haute valeur et des déchets industriels sont excédentaires, du fait de l'apparition de nombreux « acteurs de niche » et du développement de filières spécifiques dans les fonderies de métaux non ferreux et ferreux (Hewitt, et al., 2015). Ceci contraint d'autant plus les perspectives économiques de la filière d'or secondaire.

¹⁴³ Traduction : « [Il] est intéressant de noter qu'une attention plus grande est portée au recyclage des DEEE qu'au recyclage des déchets de haute valeur, bien qu'il s'agisse quantitativement d'une fraction mineure du recyclage de l'or et que son impact sur l'environnement soit plus important. »

3.2. Succession de pertes de matière et de pertes d'énergie

Les six indicateurs du recyclage précédemment décrits prennent peu en compte les ferrailles ultimes dans leur calcul. Ils reflètent donc davantage les flux « pris en charge » dans le processus de recyclage, et non les pertes qui se produisent à chaque étape. Or, comme discuté en § 2.1.2, **chaque phase (et chaque étape qu'elle comporte) s'accompagne de pertes pour lesquelles les métaux associés peuvent être, au mieux, potentiellement récupérés ou au pire, définitivement perdus** (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Ciacci, et al., 2015a). Ces pertes déterminent l'efficacité globale du processus de recyclage et, plus généralement, celle du processus d'utilisation des métaux, depuis la phase de production jusqu'à celle de gestion des déchets.

C'est pourquoi le présent paragraphe détaille les **différents types de pertes** qui se produisent tout au long du cycle de vie des métaux et les implications énergétiques. Tous ces éléments mettent en évidence la raison pour laquelle il n'est pas possible de « fermer la boucle », comme souligné par (Cullen, 2017, p. 483) :

It is tempting to indulge the idea of an entirely circular economy (CE) as a practically achievable reality. A CE future is one in which waste no longer exists, one where material loops are closed, and where products are recycled indefinitely – an economy that perpetually gyrates without any input of depletable resources. For real materials and processes, this is, in any practical sense, impossible. Every loop around the circle creates dissipation and entropy, attributed to losses in quantity (physical material losses, by-products) and quality (mixing, downgrading). New materials and energy must be injected into any circular material loop, to overcome these dissipative losses. If circularity is an ideal state, then to maintain credibility we should avoid giving any impression of full attainability.¹⁴⁴

3.2.1. Quatre principaux types de pertes

Caractéristiques des principaux types de pertes

Les **pertes** peuvent être définies comme des flux de métaux étant : soit émis dans l'environnement, soit dispersés dans la technosphère, soit stockés dans des installations de gestion de déchets (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a)¹⁴⁵. Différentes approches existent pour caractériser les pertes et aucune ne fait consensus dans la littérature. SystExt dresse donc une classification des pertes fondée sur les éléments communs à toutes ces approches, en mettant en exergue leurs spécificités.

Tout au long du cycle de vie des métaux, quatre principaux types de pertes peuvent se produire : les **pertes de matériau**, les **pertes par dissipation**, les **pertes de propriété** et les **pertes par dilution**.

¹⁴⁴ Traduction : « Il est tentant de se laisser aller à l'idée d'une économie entièrement circulaire comme une réalité pratiquement atteignable. Au sein d'une économie circulaire idéalisée, il n'y a plus de déchets, les boucles matérielles sont fermées et les produits sont recyclés indéfiniment – une économie qui tourne perpétuellement sans aucun apport de ressources épuisables. Pour les matériaux et les processus réels, cela est impossible dans la pratique. Chaque boucle autour du cercle crée de la dissipation et de l'entropie, attribuées à des pertes de quantité (pertes de matériau physique, sous-produits) et de qualité (mélange, diminution des propriétés). De nouvelles matières et de l'énergie doivent être injectées dans toute boucle de matière circulaire pour surmonter ces pertes dissipatives. Si la circularité est un état idéal, nous devons, pour rester crédibles, éviter de donner l'impression qu'elle est pleinement réalisable. »

¹⁴⁵ Pour rappel, les pertes s'accumulent dans les **stocks « inaccessibles »** décrits en § 2.2.3.

Les **pertes de matériau** (également appelées « pertes de matière ») se définissent par rapport à un **bilan de masse entre l'amont et l'aval d'une étape de transformation**. Il s'agit de pertes physiques qui se produisent inévitablement au cours des processus de séparation, de mise en forme, de traitement, etc. (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007 ; Paraskevas, et al., 2015, Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Lors du processus de recyclage, les pertes de matériau comprennent ainsi les ferrailles ultimes issues de la collecte (ex : déchets directement mis en décharge), du prétraitement (ex : résidus du cisailage-broyage), et du traitement (ex : fumées, suies et scories résultant de la fusion).

Les **pertes par dissipation** se définissent par rapport à l'**impossibilité technique et/ou économique de récupérer les métaux utilisés** (Talens Peiró, et al., 2013 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Ciacci, et al., 2015a). En synthèse, elles résultent : des usages dispersifs, pour lesquels la dispersion des métaux est intrinsèquement liée à l'usage ; et des usages dissipatifs, pour lesquels les métaux sont disséminés dans des matériaux complexes.

Les **pertes de propriété** représentent la **dilution des métaux dans des flux de matériau**, où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées (cf. *recyclage non-fonctionnel*) (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Allwood, 2014 ; Graedel & Reck, 2014 ; Ciacci, et al., 2015a ; Paraskevas, et al., 2015 ; Henckens, 2021). Les pertes par dissipation et les pertes de propriété font l'objet d'une description détaillée par la suite.

Au moment du traitement de ferrailles par pyrométallurgie, les **pertes par dilution** se produisent lorsqu'un métal de grande pureté doit être ajouté pour diminuer la concentration des impuretés dans les limites souhaitées (ou, de façon symétrique, augmenter la concentration du métal d'intérêt, afin de ramener le matériau à un niveau de qualité plus élevé et ainsi pouvoir le vendre) (Verhoef, et al., 2004 ; Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007 ; Paraskevas, et al., 2015).

La *Figure 44* correspond au diagramme de Sankey associé au processus de recyclage d'un cas de ferrailles d'aluminium (Paraskevas, et al., 2015). Elle met en évidence ces différents types de pertes (hors pertes par dissipation).

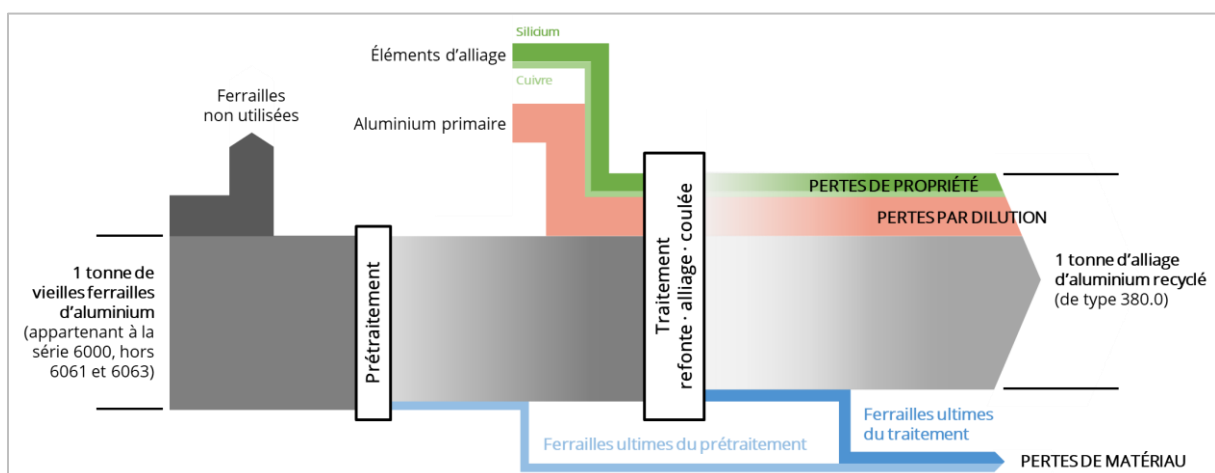


Figure 44 : Diagramme de Sankey (flux proportionnels) associé au processus de recyclage d'un cas de ferrailles d'aluminium¹⁴⁶, mettant en évidence les pertes de propriété, les pertes par dilution et les pertes de matériau associées ; traduit et adapté de (Paraskevas, et al., 2015, p. 359)

¹⁴⁶ Il s'agit plus particulièrement du processus de recyclage d'une tonne de vieilles ferrailles appartenant à la série 6000 (hors alliages 6061 et 6063) pour obtenir une tonne d'aluminium recyclé de type 380.0. Les alliages d'aluminium de la série 6000 – dont les principaux éléments d'alliage sont le magnésium et le silicium – sont notamment utilisés dans les secteurs de la construction, des transports et de l'énergie. L'alliage d'aluminium 380.0 fait partie de la série 3000 – dont le principal élément d'alliage est le manganèse – et est typiquement utilisé dans les véhicules. Voir l'*Encadré 4*, p. 93, qui détaille les principales caractéristiques des alliages d'aluminium.

Pertes par dissipation

Étant donné qu'aucune définition ne fait consensus au sein du monde académique pour ces pertes (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013), SystExt retient celle de Ciacci, et al. (2015) : « *In the context of anthropogenic material cycles, dissipative losses are the flows of materials from the anthroposphere (i.e., human systems) to the biosphere (i.e., environment) in a manner that makes their future recovery extremely difficult, if not impossible. These flows may be desirable or undesirable, intentional or unintentional, and can occur during any stage of a material's life cycle (e.g., tailings and slag from the production stage or outputs to air, water, and soil during waste treatment).* »¹⁴⁷

Les pertes par dissipation correspondent aux **flux de matière dont le contenu métallique est impossible à récupérer, pour des raisons techniques et/ou économiques** (Gordon, et al., 2006 ; Graedel, 2011b ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Ciacci, et al., 2015a). Ce dernier constat impliquerait qu'il s'agit d'un système dynamique : ce qui n'est pas récupérable aujourd'hui pourrait potentiellement l'être demain (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013)¹⁴⁸. Sur ce point, la grande majorité des auteurs étudiés considèrent que **la plupart des pertes par dissipation conduisent à une perte définitive des métaux** (Graedel, 2011b ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013).

Les pertes par dissipation sont **principalement liées aux usages des métaux**¹⁴⁹. Elles résultent (Ayres, 1992 ; Gordon, et al., 2006 ; Ciacci, et al., 2015a ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a) :

- d'**usages dispersifs** pour lesquels les métaux sont dispersés au moment de l'utilisation (la dispersion étant prévue dès la conception), soit de façon déterminée dans les cas où la dispersion des éléments est nécessaire pour assurer la fonction (ex : usages agricoles), soit de façon non déterminée dans les cas où la fonction entraîne inévitablement la dispersion des éléments (ex : érosion des outils abrasifs, feux d'artifice) ;
- d'**usages dissipatifs** pour lesquels les métaux sont disséminés dans des matériaux sophistiqués (ex : matériaux semi-conducteurs, luminophores, alliages, pigments, céramiques, verres) ou dans des composants et produits complexes (ex : puces électroniques, circuits imprimés, écrans à cristaux liquides [LCD]).

À titre d'illustration pour les usages dispersifs, l'*Annexe 4, p. 201*, dresse une liste non exhaustive des matières premières minérales contenues dans certains produits cosmétiques (SystExt, 2020). Elle met notamment en évidence le recours aux métaux suivants, principalement sous forme d'oxydes ou de silicates : cuivre (Cu), zinc (Zn), titane (Ti), aluminium (Al), fer (Fe), bismuth (Bi), manganèse (Mn), silicium (Si) et chrome (Cr).

¹⁴⁷ Traduction : « *Dans le contexte des cycles anthropiques des matériaux, les pertes dissipatives sont les flux de matériau de l'anthroposphère (c'est-à-dire les systèmes humains) vers la biosphère (c'est-à-dire l'environnement) d'une manière qui rend leur récupération future extrêmement difficile, voire impossible. Ces flux peuvent être souhaitables ou non souhaitables, intentionnels ou non, et peuvent se produire à n'importe quel stade du cycle de vie d'une matière (par exemple, les résidus et les scories de la phase de production, ou les rejets dans l'air, l'eau et le sol lors du traitement des déchets).* »

¹⁴⁸ Cf. § 2.2.3 concernant les possibilités de valorisation des stocks « inaccessibles » liés aux pertes.

¹⁴⁹ Les pertes par dissipation peuvent également être associées aux effluents liquides et gazeux et aux déchets solides résultant des procédés de production (et de fabrication et de manufacture, dans une moindre mesure) (ex : métaux rejetés dans les dépôts de déchets miniers, métaux dans les scories issus des traitements pyrométallurgiques) (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Ciacci, et al., 2015a). Cependant, la littérature est beaucoup moins consensuelle sur ce point, certains auteurs considérant ces derniers cas comme des pertes de matériau. À l'inverse, le rattachement des pertes par dissipation aux usages des métaux est une approche unanimement partagée par les auteurs étudiés.

Ciacci, et al. (2015a) ont proposé une classification des usages en quatre catégories (Figure 45) : (1) « **dissipation à l'usage** », correspondant aux usages dispersifs précédents (recyclage impossible) ; (2) « **actuellement non recyclable** », correspondant aux usages dissipatifs précédents et pour lesquels des obstacles technologiques et/ou économiques empêchent le recyclage des éléments (ou usages dissipatifs non recyclables) ; (3) « **potentiellement recyclable** », correspondant aux usages (dissipatifs ou non) pour lesquels les éléments peuvent théoriquement être recyclés ; (4) « **non spécifié** », correspondant à des applications diverses pour lesquelles les auteurs manquaient de données. Ils ont appliqué cette classification à 54 métaux^{150,151} et ont ainsi pu déterminer la part de ces quatre catégories par rapport à la consommation totale de chaque métal (Ciacci, et al., 2015a), comme l'illustre la Figure 45.

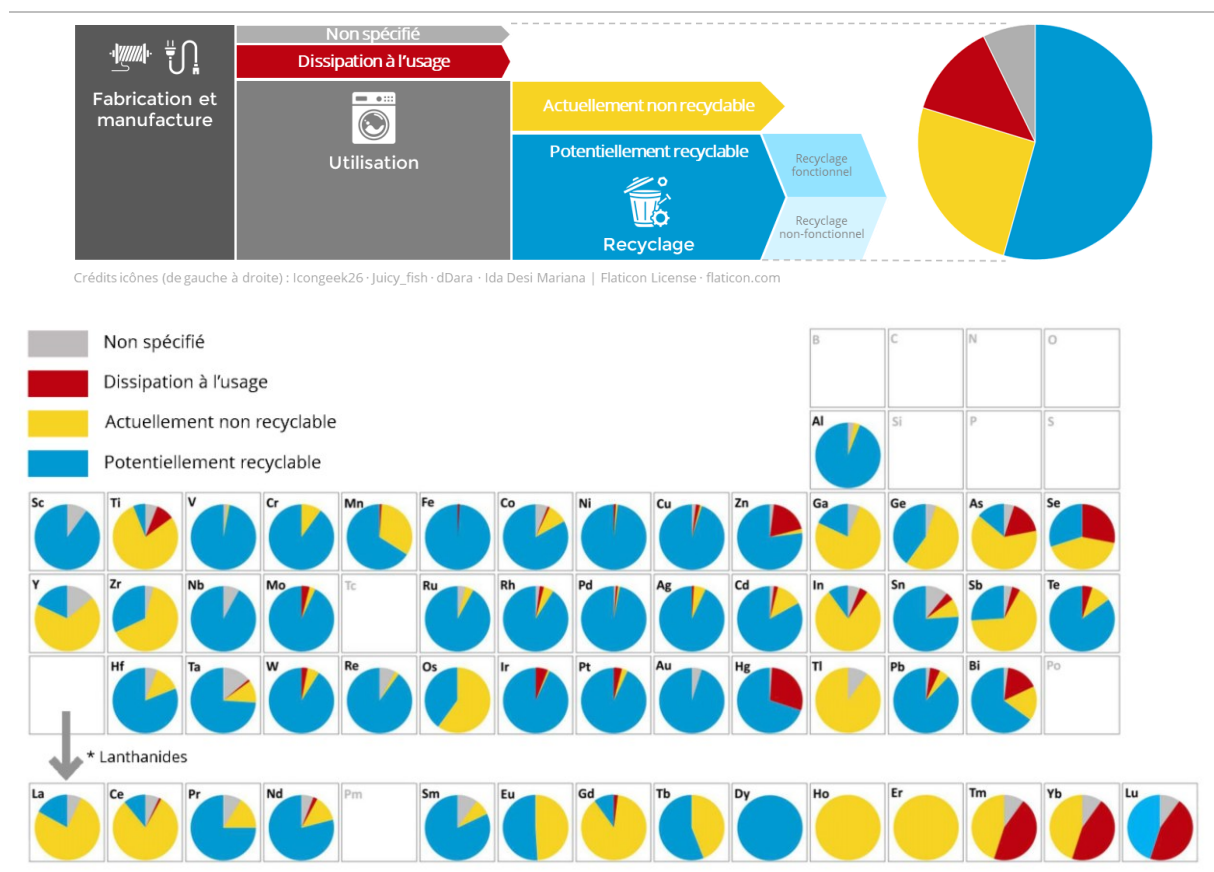


Figure 45 : (en haut) Représentation schématique des flux associés aux quatre catégories définies par Ciacci, et al. (2015a) (dissipation à l'usage, actuellement non recyclable, potentiellement recyclable, non spécifié) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Ciacci, et al., 2015a) - (en bas) Part de ces quatre catégories par rapport à la consommation totale de chaque métal, pour 54 éléments ; traduit et adapté de (Ciacci, et al., 2015a)

¹⁵⁰ Ciacci, et al. (2015a) ont également étudié le thorium (Th) et l'uranium (U) mais les résultats associés ne sont pas affichés sur la Figure 45.

¹⁵¹ Ciacci, et al. (2015b) ont tout d'abord déterminé les usages du métal, la part de chaque usage (en %) par rapport à la consommation totale de ce métal, ainsi que la forme du métal dans l'usage. Pour chaque combinaison usage/forme, l'une des 4 catégories d'usage (dissipation à l'usage, actuellement non recyclable, potentiellement recyclable, non spécifié) a été attribuée. La somme des pourcentages associés a enfin permis d'évaluer la part (en %) de chaque catégorie pour l'élément. Exemple de l'arsenic (Ciacci, et al., 2015b, p. S21) : (a) produits chimiques (68 %) sous forme d'oxydes ou de mélanges = 17 % dissipation à l'usage et 51 % actuellement non recyclable ; (b) matériaux semi-conducteurs (7 %) sous forme métallique = 7 % potentiellement recyclable ; (c) alliages de cuivre (7 %) sous forme métallique = 7 % potentiellement recyclable ; (d) autres usages sous forme d'oxydes (18 %) = 5 % non spécifié et 13 % actuellement non recyclable. Total : 17 % dissipation à l'usage ; 64 % actuellement non recyclable ; 14 % potentiellement recyclable ; 5 % non spécifié.

Pour 8 métaux¹⁵², les usages dispersifs (catégorie « dissipation à l'usage » en rouge sur la *Figure 45*) **représentent plus de 10 % de la consommation totale de l'élément** (Ciacci, et al., 2015a). Les usages à l'origine de cette dissipation comprennent notamment (Ciacci, et al., 2015a) :

- les applications d'imagerie médicale, principalement pour le thulium (Tm), l'ytterbium (Yb) et le lutécium (Lu) ;
- l'agriculture, les produits fongicides et pesticides, et les produits pharmaceutiques, principalement pour le zinc (Zn), l'arsenic (As), le sélénium (Se) et le bismuth (Bi), ainsi que, dans une moindre mesure, pour l'antimoine (Sb) et le tellure (Te) ;
- les protections galvaniques¹⁵³, en priorité pour le zinc (Zn), mais aussi pour le cadmium (Cd), l'étain (Sn) et le plomb (Pb).

À ce dernier titre, les **usages dispersifs du zinc** représentent une part importante de sa consommation totale (19 %), principalement du fait de son utilisation sous forme métallique dans la galvanisation¹⁵⁴ (Ciacci, et al., 2015b). La protection galvanique s'érodant au fil des années, le zinc (et les éventuels métaux associés) se disperse progressivement dans l'environnement, et les quantités cumulées associées s'avèrent considérables. À titre d'exemple, aux États-Unis, sur les 73 millions de tonnes (Mt) utilisées entre 1850 et 1990, 23 Mt étaient toujours présentes dans le stock en cours d'utilisation en 2002, 4 Mt avaient été recyclées et 46 Mt avaient été perdues dans les décharges et dispersées dans l'environnement (Gordon, et al., 2006).

Pour 30 métaux, les usages dissipatifs non recyclables (catégorie « actuellement non recyclable » en jaune sur la *Figure 45*) **représentent plus de 10 % de la consommation totale de l'élément** (Ciacci, et al., 2015a). Sont ainsi concernés, par exemple (Ciacci, et al., 2015a ; Ciacci, et al., 2015b) :

- le lanthane (La) et le cérium (Ce), en raison notamment de leur utilisation dans les additifs pour le verre et le polissage du verre ;
- le germanium (Ge), le gallium (Ga), l'indium (In) et le thallium (Tl), en raison notamment de leur utilisation dans l'électronique, et tout particulièrement dans les matériaux semi-conducteurs ;
- l'antimoine (Sb), en raison de son utilisation dans les retardateurs de flamme¹⁵⁵ ;
- le sélénium (Se) et le cadmium (Cd), en raison notamment de leur utilisation dans les pigments, couvrant un large éventail d'applications (peinture, plastique, papier, verre et autres matériaux).

À ce dernier titre, les **usages dissipatifs non recyclables du titane** représentent une part importante de sa consommation totale (79 %) du fait de son utilisation sous forme d'oxydes de titane, afin de fournir les pigments blancs pour la peinture, le plastique et le papier (Ciacci, et al., 2015a ; Ciacci, et al., 2015b). Une partie de ces pigments est également perdue par dispersion¹⁵⁶ (Ciacci, et al., 2015b). Au total, 88 % du titane consommé chaque année est ainsi définitivement perdu dès le moment où il est utilisé.

¹⁵² Les 8 métaux concernés sont : le zinc (Zn), l'arsenic (As), le sélénium (Se), le thulium (Tm), l'ytterbium (Yb), le lutécium (Lu), le mercure (Hg) et le bismuth (Bi).

¹⁵³ La galvanisation consiste à recouvrir une pièce d'une couche de zinc métallique (ex : gouttières ou toute autre pièce métallique soumise aux intempéries). La galvanisation des produits en acier et en fer représente d'ailleurs le secteur le plus important du marché du zinc (Ciacci, et al., 2015b).

¹⁵⁴ Les usages dispersifs du zinc comprennent également son utilisation (sous forme d'oxydes et de sulfates) dans les peintures, dans les additifs pour l'alimentation animale ou humaine, dans les produits pharmaceutiques, dans les engrais et dans les crèmes solaires (Ciacci, et al., 2015b).

¹⁵⁵ Une combinaison de trioxyde d'antimoine et d'halogènes (par exemple, la résine alkyde chlorée) est utilisée comme retardateur de flamme dans les adhésifs, dans les plastiques (par exemple, le polychlorure de vinyle [PVC], le polyéthylène, le polypropylène et le polystyrène), dans le caoutchouc, dans les textiles, dans le papier et les pigments (par exemple, dans la fabrication de pigments de chromate) (Ciacci, et al., 2015a).

¹⁵⁶ Environ 10 % du pigment à base de titane présent dans la peinture se fissure et s'écaille en raison de l'oxydation, de l'usure physique et de la dégradation par les ultraviolets.

SystExt considère que les pertes par dissipations correspondent donc aux usages dispersifs et aux usages dissipatifs non recyclables. À partir des données de [Ciacci, et al. \(2015b\)](#), SystExt a ainsi estimé ce que représentaient les pertes par dissipation pour les 54 éléments étudiés par ces auteurs¹⁵⁷. La *Figure 46* représente ainsi la distribution des 54 métaux selon la part de la consommation totale de l'élément perdue par dissipation. Les résultats associés sont détaillés dans les tableaux de données de l'*Annexe 5, p. 202*. **Pour 24 métaux** (en saumon clair à foncé sur la *Figure 46*), **les pertes par dissipation représentent plus de 25 % de la consommation totale de l'élément** ([Ciacci, et al., 2015b](#)). Autrement dit, pour ces 24 métaux, au moins un quart du flux consommé chaque année sera nécessairement perdu et ne pourra pas être recyclé.

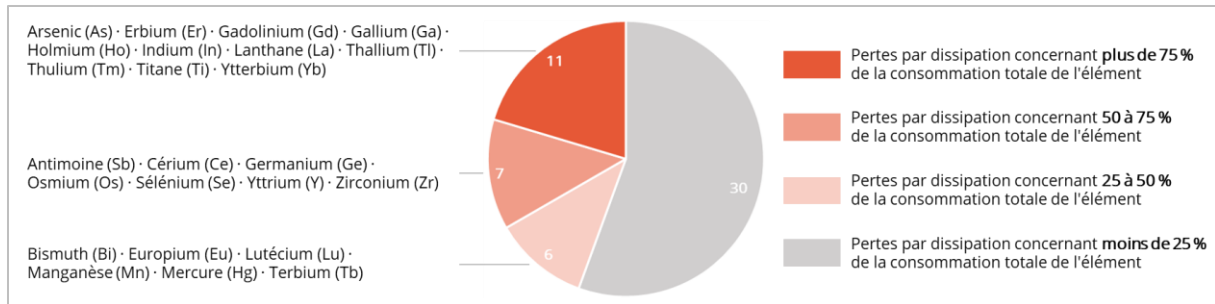


Figure 46 : Distribution des 54 métaux selon la part de la consommation totale de l'élément perdue par dissipation | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de ([Ciacci, et al., 2015b](#))

Pour 35 métaux, les usages (qu'ils soient dissipatifs ou non) recyclables (catégorie « potentiellement recyclable » en bleu sur la *Figure 45*) représentent plus de 50 % de la consommation totale de l'élément ([Ciacci, et al., 2015a](#)). **Cette « recyclabilité potentielle » doit néanmoins être considérée avec précaution, puisqu'elle ne présume pas du recyclage « effectif » des éléments concernés.** Tout d'abord, elle ne distingue pas le recyclage fonctionnel du recyclage non-fonctionnel comme schématisé sur la *Figure 45*. Ainsi que cela sera détaillé par la suite, les pertes de propriété, associées à ce dernier cas, représentent des problématiques tout aussi importantes que les pertes par dissipation.

De plus, les hypothèses de recyclabilité réalisées par [Ciacci, et al. \(2015a\)](#) peuvent être élevées, comme le montre le **cas de l'euporium (Eu)**. La très grande majorité de l'euporium est utilisée comme luminophore¹⁵⁸ ([Ayres, et al., 2014](#) ; [Ciacci, et al., 2015b](#) ; [Charpentier Poncelet, 2021](#)) : (1) dans les lampes fluorescentes ; (2) dans les LED installées soit dans les écrans LCD pour le rétroéclairage, soit dans les lampes électriques. [Ciacci, et al. \(2015a\)](#) estiment que 51 % de la consommation totale de cet élément est « potentiellement recyclable » (en bleu sur la *Figure 45*). Ils se basent sur les hypothèses suivantes : 51 % de la consommation totale de l'euporium concerne les lampes fluorescentes ; tout l'euporium contenu dans ces lampes est récupérable. Or, tous les auteurs étudiés par SystExt ([UNEP, 2011](#) ; [Talens Peiró, et al., 2013](#) ; [Ayres, et al., 2014](#) ; [Ciacci, et al., 2018](#) ; [Charpentier Poncelet, 2022b](#)) remettent en cause cette dernière hypothèse. Dans la pratique, l'euporium semble très peu (voire pas) récupéré à partir des lampes fluorescentes et, de façon générale, **très peu (voire pas) recyclé à partir des produits en fin de vie.**

¹⁵⁷ SystExt a additionné les pourcentages associés aux catégories « dissipation à l'usage » et « actuellement non recyclable » à partir des données fournies dans ([Ciacci, et al., 2015b](#)).

¹⁵⁸ L'euporium (Eu) est ajouté aux matériaux semi-conducteurs en dopage, pour améliorer l'émission de lumière dans différentes longueurs d'onde. L'euporium divalent (Eu²⁺) tend à donner des luminophores bleus, tandis que l'euporium trivalent (Eu³⁺) donne des luminophores rouges. Les deux combinés avec des luminophores à base de terbium (Tb) produisent de la lumière blanche. ([Ayres, et al., 2014](#))

Concernant la catégorie « potentiellement recyclable » de [Ciacci, et al. \(2015a\)](#), il est donc préférable de se référer à des études portant plus spécifiquement sur la « recyclabilité » des éléments, à l'instar de celle de [Graedel \(2011b\)](#). Cet auteur propose ainsi un « **potentiel de recyclage** », **fondé sur la forme des métaux dans leurs usages les plus courants** (*Figure 47*). [Graedel \(2011b\)](#) conclut ainsi que : (1) les seuls métaux relativement faciles à recycler sont le cuivre (Cu), le plomb (Pb), l'or (Au), le platine (Pt), le palladium (Pd) et le rhodium (Rh) (en vert sur la *Figure 47*), ainsi que l'argent (Ag), dans une moindre mesure ; (2) la récupération des métaux qui se trouvent principalement dans des alliages à plusieurs composants (ex : 0,1 % de niobium [Nb] dans l'acier à haute résistance) ou dans les assemblages complexes (ex : les condensateurs au tantale [Ta] dans l'électronique) (en gris et en saumon sur la *Figure 47*) est difficile, voire impossible ; (3) les métaux principalement concernés par des usages dispersifs ou dissipatifs (en rouge sur la *Figure 47*) ne peuvent pas être récupérés.

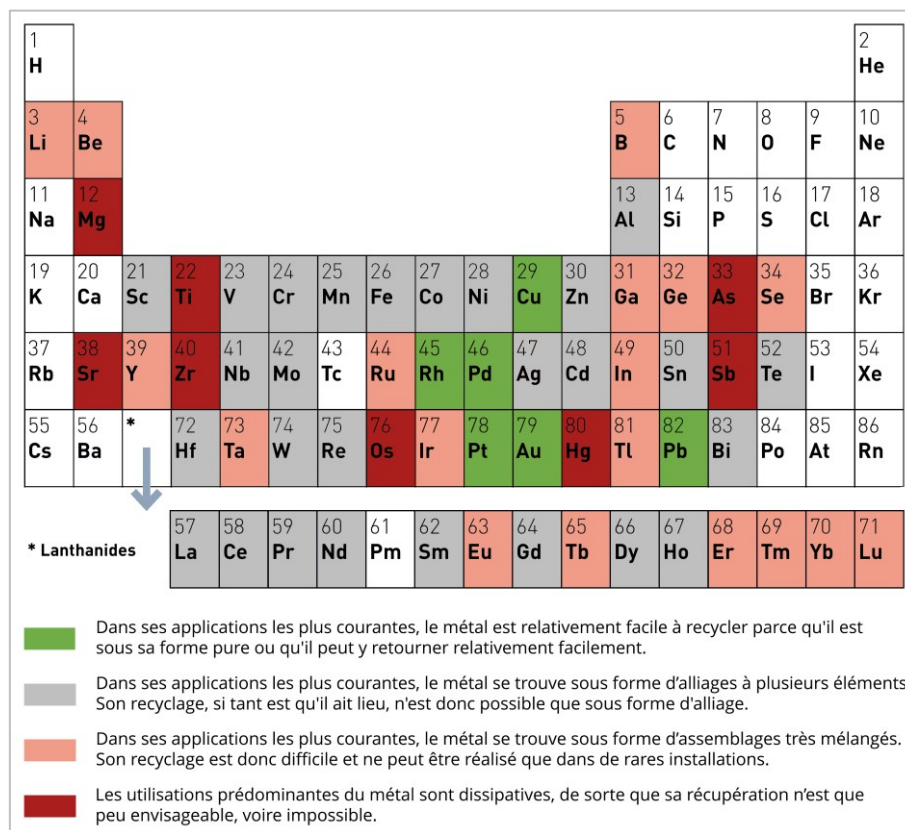


Figure 47 : Potentiel de recyclage des métaux selon leur forme dans leurs usages les plus courants | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de ([Graedel, 2011b](#))

Ainsi qu'introduit dans le § 2.2.2, les évolutions technologiques dans tous les secteurs et les innovations continuellement proposées dans ce cadre conduisent à la prolifération des usages dispersifs, des usages dissipatifs et des associations métalliques difficilement ou non recyclables. **Les pertes par dissipation sont donc planifiées dès la conception**, comme souligné par ([Ciacci, et al., 2015a](#)) : « [...] *dissipative uses differ in that element loss is planned by design: the selection of materials made by designers and engineers to increase product performance depends on the intrinsic chemical and physical properties of elements, but the use of these elements in dissipative applications constrains any chance of secondary resource recovery.* »¹⁵⁹

¹⁵⁹ Traduction : « [...] *les utilisations dissipatives se distinguent par le fait que la perte d'éléments est planifiée dès la conception : le choix des matériaux effectué par les concepteurs et les ingénieurs pour accroître les performances des produits dépend des propriétés chimiques et physiques intrinsèques des éléments, mais l'utilisation de ces éléments dans des applications dissipatives limite toute possibilité de récupération des ressources secondaires.* »

Cette impossibilité de récupération des métaux dans les produits en fin de vie provient en particulier de la forme sous laquelle se trouvent ces éléments (jusqu'au dopage – voir § 2.2.2 – sous forme atomique), de leur imbrication fine avec d'autres éléments et des **très petites quantités associées** (Graedel, 2011b ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Ayres, et al., 2014 ; Ciacci, et al., 2015a). Pour reprendre l'exemple précédent, la récupération d'une tonne d'euporium (Eu)¹⁶⁰ nécessiterait la collecte d'au moins 1,3 milliard de LED à lumière blanche (Ayres, et al., 2014).

Les pertes par dissipation représentent un **obstacle majeur à la récupération des métaux dans les produits en fin de vie** et doivent nécessairement être prises en compte dès la conception (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Ciacci, et al., 2015a ; Chen & Zeng, 2022). Qui plus est, la complexification des produits et la dispersion métallique associée, font craindre une aggravation de ces phénomènes à l'avenir, comme souligné par (Ciacci, et al., 2015a) : « *The continuing miniaturization of products and the increasing integration of materials in products suggest that the future of metal recovery and recycling may be even more problematic in coming years than is now the case.* »¹⁶¹

Pertes de propriété

Les **pertes de propriété** représentent la **dilution des métaux dans des flux de matériau** où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées ; on parle alors de « **recyclage non-fonctionnel** » (ou *non-functional recycling* en anglais) (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Allwood, 2014 ; Graedel & Reck, 2014 ; Ciacci, et al., 2015a ; Paraskevas, et al., 2015 ; Henckens, 2021 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Graedel, et al., 2022). Il s'agit plus spécifiquement du phénomène par lequel un métal A est recyclé au sein d'un flux important d'un matériau B, dans lequel les propriétés du métal A sont perdues (il est généralement impossible de le récupérer depuis le flux de matériau B). Le métal A devient alors un « élément parasite » (ou *tramp element* en anglais) ou une impureté (Graedel, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Henckens, 2021). Cela conduit nécessairement au gaspillage du métal A, car il aurait été préférable de conserver sa fonctionnalité et sa valeur initiales (Allwood, 2014). Dans certains cas, la présence du métal A dans le flux de matériau B peut être préjudiciable et mener à la production d'un **matériau B de qualité différente ou inférieure** ; on parle alors de « **perte de qualité** »¹⁶² (ou *quality loss* en anglais) ou de « **décyclage** » (ou *downcycling/downgrading* en anglais) (Graedel & Reck, 2014 ; Henckens, 2021).

Les pertes de propriété constituent un **phénomène inhérent au recyclage des ferrailles**, y compris pour les métaux communs, comme l'aluminium (Al) ou le fer (Fe) (Reuter, et al., 2019, p. 266) : « *Inefficiencies in recycling processes result in impurities in secondary metals. Even steel and aluminum, usually depicted as being infinitely recyclable, cannot be brought back into use without quantity and quality losses, necessitating dilution of impurities through the addition of virgin metals to meet purity requirements.* »¹⁶³

¹⁶⁰ À comparer avec une production annuelle mondiale moyenne entre 2015 et 2019 de 432 tonnes (Charpentier Poncelet, et al., 2022b).

¹⁶¹ Traduction : « *La miniaturisation constante des produits et l'intégration croissante de matériaux dans les produits suggèrent que la récupération et le recyclage des métaux pourraient être encore plus problématiques dans les années à venir qu'ils ne le sont aujourd'hui.* »

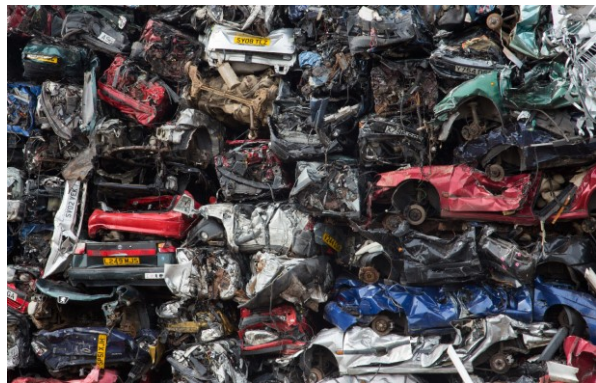
¹⁶² Cette baisse de qualité est due au fait que les atomes de la structure du matériau B sont alors arrangés de telle sorte que ses propriétés diminuent. En effet, lorsque des impuretés sont introduites dans un matériau au cours du recyclage, elles se mélangent, interfèrent dans la structure du matériau et réagissent parfois avec les autres substances présentes, créant ainsi une structure « moins ordonnée ». (Castro, et al., 2007)

¹⁶³ Traduction : « *L'inefficacité des processus de recyclage se traduit par la présence d'impuretés dans les métaux secondaires. Même l'acier et l'aluminium, généralement décrits comme étant recyclables à l'infini, ne peuvent être réutilisés sans pertes de quantité et de qualité, ce qui nécessite la dilution des impuretés par l'ajout de métaux vierges pour répondre aux exigences de pureté.* »

Les **impuretés de cuivre dans les ferrailles d'acier** représentent un cas emblématique de recyclage non-fonctionnel (Nakajima, et al., 2011 ; UNEP, 2011 ; Graedel & Reck, 2014 ; Daehn, et al., 2017). Le cuivre est omniprésent dans les vieilles ferrailles d'acier ; il provient principalement des fils et des moteurs en cuivre (Cu) des véhicules automobiles, des appareils et des machines, qui se fixent à l'acier lors du broyage (Figure 48) (Daehn, et al., 2017). Or, dans l'acier, des concentrations en cuivre supérieures à 0,1 % (en poids) provoquent un affaiblissement à chaud (un phénomène qui entraîne une fissuration de la surface lors du laminage et du formage à chaud de l'acier) (Daehn, et al., 2017). En fonction de ce à quoi est destiné l'acier recyclé, des gammes de tolérance sont donc fixées (The Aluminum Association, 2018). À titre d'exemple, la concentration en cuivre ne doit pas excéder 0,4 % (en poids de cuivre) pour les aciers à béton (ex : barres de renforcement dans la construction), ou 0,06 % pour les aciers d'étirage (ex : produits plats comme les tôles) (Daehn, et al., 2017). Cette contamination peut être contrebalancée, dans une certaine mesure, par la dilution avec du fer primaire (cf. pertes par dilution précédemment décrites) et par le commerce mondial des ferrailles qui permet leur redistribution vers des applications « tolérantes » (Daehn, et al., 2017). Malgré ces mesures, les aciers issus du recyclage des vieilles ferrailles ne représentent généralement pas une source d'approvisionnement importante pour les produits de qualité élevée (Daehn, et al., 2017). Ces derniers auteurs alertent d'ailleurs sur l'augmentation des difficultés causées par la présence grandissante de cuivre dans les flux mondiaux d'acier recyclé, qui pourrait devenir critique à partir de 2050 (Daehn, et al., 2017).



Mélange de déchets de moteurs électriques | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt



Véhicules hors d'usage (VHU) après dépollution, démantèlement et pressage | greenzowie · mai 2014 · cc by-nc-nd 2.0 deed

Figure 48 : Exemples de déchets dont le broyage conduit le plus souvent à une contamination des ferrailles d'acier par du cuivre

De façon générale, les pertes de propriété s'appliquent tout particulièrement aux **alliages** (Raabe, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022). Il est, par ailleurs, attendu que cette problématique s'aggrave, du fait de la multiplication des types d'alliages et de leur complexification, comme détaillé dans le § 2.2.2, et souligné par (Graedel, et al., 2022, p. 2) : « [...] **it is virtually impossible to create a recycling system that handles separately thousands of alloys without mixing of the respective grades, leading to unwanted changes in alloy compositions.** »¹⁶⁴

Les ferrailles d'aluminium représentent probablement la filière secondaire la plus affectée par les pertes de qualité, ainsi que présenté dans l'*Encadré 4, page suivante*.

¹⁶⁴ Traduction : « [...] il est pratiquement impossible de créer un système de recyclage qui traite séparément des milliers d'alliages sans mélanger les qualités respectives, ce qui entraînerait des changements indésirables dans la composition des alliages. »

Encadré 4 · 1/4 : Recyclage limité de l'aluminium du fait de la multiplication d'alliages

À multiples usages, multiples alliages

L'aluminium (Al) est le deuxième métal le plus produit après le fer (Fe), à hauteur de 70 millions de tonnes par an (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Sa faible densité, sa résistance à l'oxydation, sa malléabilité et sa bonne conductivité électrique en font un élément utilisé à grande échelle, dans les secteurs de la construction, de l'énergie, du transport, des emballages, etc. (Figure 49) (Allwood & Cullen, 2012 ; Charpentier Poncelet, 2021).

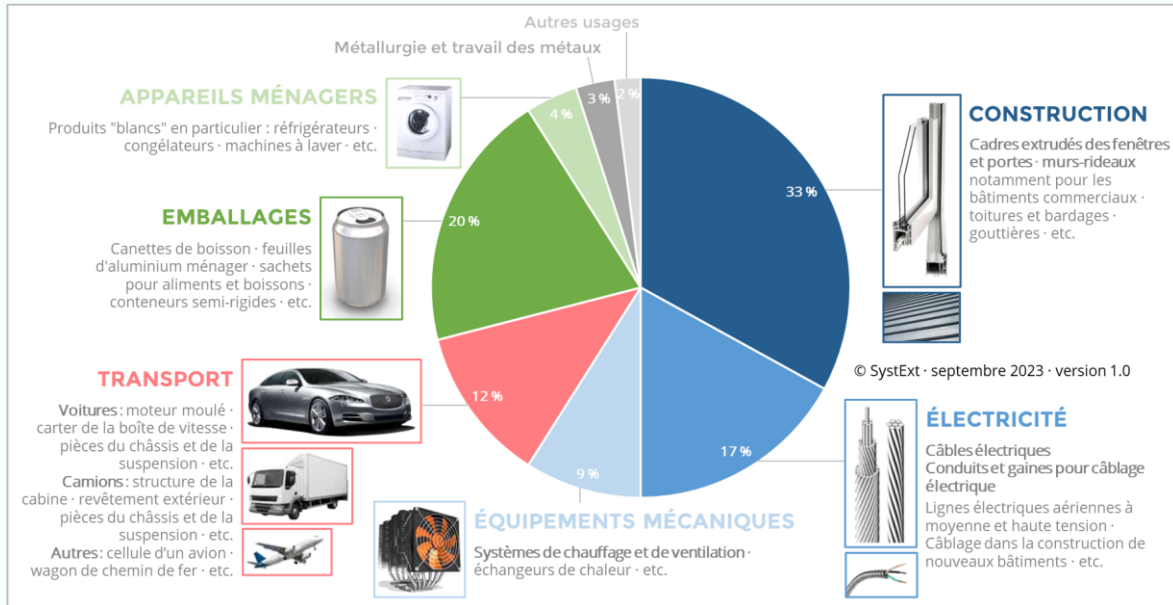


Figure 49 : Principaux usages de l'aluminium | Création : © SystExt · septembre 2023 ; d'après données issues de (Allwood & Cullen, 2012 ; Charpentier Poncelet, 2021) dont figures tirées de (Allwood & Cullen, 2012, pp. 32-33 et 36)

La plupart de l'aluminium n'est pas utilisé sous forme pure¹⁶⁵, mais sous forme d'alliages. Les éléments d'alliage les plus couramment employés sont le silicium (Si), le cuivre (Cu), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn), le fer (Fe), le chrome (Cr), le zinc (Zn) et le titane (Ti) (Nakajima, et al., 2010 ; Paraskevas, et al., 2015 ; The Aluminum Association, 2018 ; Raabe, et al., 2022). Deux familles peuvent être définies par rapport à la concentration en éléments d'alliage (C_{AL}) : (1) les alliages de corroyage (ou *wrought alloys* en anglais) de haute pureté (C_{AL} généralement inférieure à 10 % poids) ; (2) les alliages de coulée (également appelés alliages de fonderie ou *cast alloys* en anglais) avec des limites de tolérance beaucoup plus élevées (C_{AL} jusqu'à environ 27 % poids) (Nakajima, et al., 2010 ; Paraskevas, et al., 2015).

En fonction de l'élément d'alliage principal, les alliages de corroyage sont classés en séries (série 1000 à série 8000)¹⁶⁶. Chaque série comporte plusieurs dizaines d'alliages commercialisés, caractérisés par des gammes de compositions données. À titre d'illustration, l'alliage 6101¹⁶⁷ de la série 6000, présentant de bonnes propriétés de conductivité électrique, est utilisé dans les lignes à moyenne et à haute tension en France (Chanal & Lévêque, 2003). En 2018, 550 alliages de corroyage¹⁶⁸ avaient ainsi été enregistrés auprès de The Aluminum Association, qui référençait également 59 autres alliages n'étant plus commercialisés (The Aluminum Association, 2018). La Figure 50, page suivante, illustre la variabilité de composition des alliages de corroyage et des alliages de coulée.

¹⁶⁵ Cette forme est principalement réservée aux feuilles d'aluminium et ne représente qu'une part faible de sa consommation (Nakajima, et al., 2010).

¹⁶⁶ La série 2000 a pour éléments d'alliage principaux le cuivre (Cu) ; la série 3000, le manganèse (Mn) ; la série 4000, le silicium (Si) ; la série 5000, le magnésium (Mg) ; la série 6000, le magnésium (Mg) et le silicium (Si) ; la série 7000, le zinc (Zn) et le magnésium (Mg). La série 1000 se distingue par le fait que ses alliages contiennent au moins 99 % d'aluminium et la série 8000 regroupe ceux dont les éléments d'alliage principaux sont divers. (Nakajima, et al., 2010)

¹⁶⁷ L'alliage 6101 présente la composition suivante (en pourcentage poids maximum, hors gammes) : 0,3-0,7 % silicium (Si) · 0,5 % fer (Fe) · 0,10 % cuivre (Cu) · 0,03 % manganèse (Mn) · 0,35-0,80 % magnésium (Mg) · 0,03 % chrome (Cr) · 0,1 % zinc (Zn) · 0,06 % bore (B) · 0,1 % autres (sans jamais dépasser 0,03 % pour chaque élément) ; le reste étant l'aluminium (Al) (The Aluminum Association, 2018).

¹⁶⁸ Sont incluses 11 références d'aluminium de corroyage non allié, pour lesquelles les concentrations en aluminium excèdent 99,5 % (The Aluminum Association, 2018, p. 1). Ces références appartiennent toutes à la série 1000.

Encadré 4 · 2/4 : Recyclage limité de l'aluminium du fait de la multiplication d'alliages

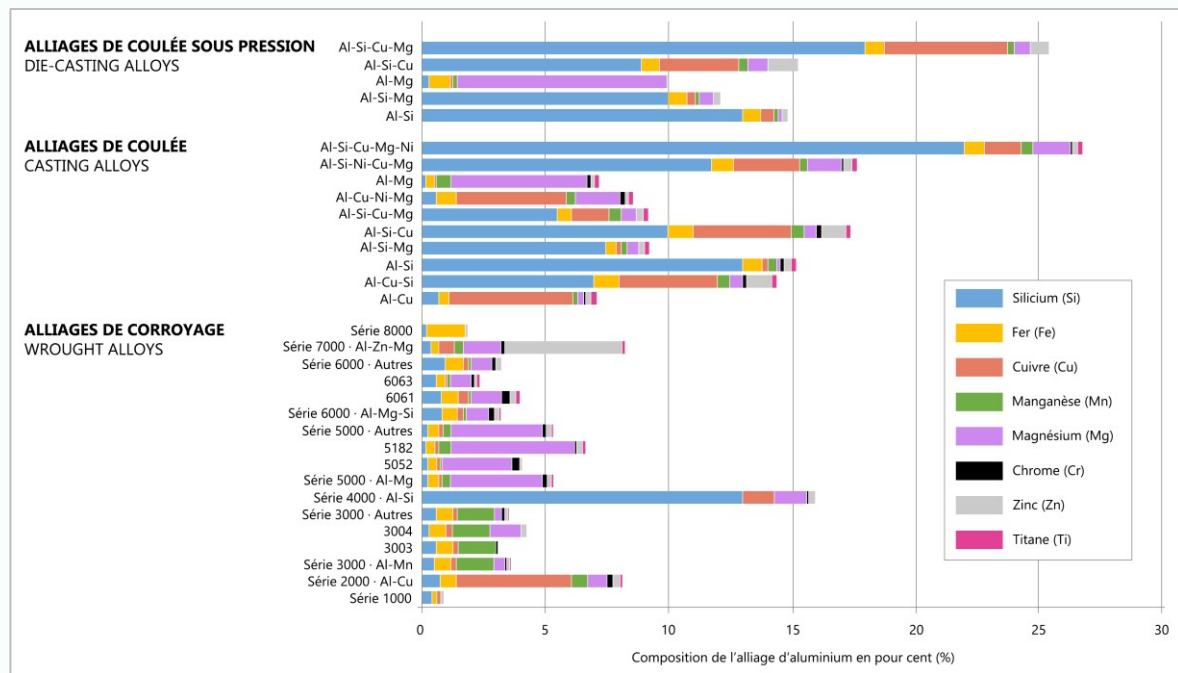


Figure 50 : Composition des alliages d'aluminium (en pourcentage poids maximum), selon les normes ASTM (American Society for Testing and Materials) ; traduit et adapté de (Nakajima, et al., 2010, p. 5595)

Limites majeures associées au recyclage de l'aluminium

Étant donné que le processus d'électrolyse permettant d'extraire l'alumine de la bauxite (minerai d'aluminium) requiert 20 fois plus d'énergie que celle nécessaire pour fondre une masse équivalente d'aluminium métallique, il est d'usage de présenter l'aluminium comme un métal « vert » et « recyclable à l'infini » (Allwood, 2014). Ces assertions se révèlent cependant fausses, au regard des limites associées au recyclage des ferrailles d'aluminium, ainsi que commenté par (Allwood, 2014, p. 471) : « Aluminum production from ore is extremely energy intensive due to the electrolysis step required to extract alumina from bauxite. Because this process uses 20 times more energy than that required to melt an equivalent mass of solid aluminum, the aluminum industry has expended significant marketing efforts, making the claim that aluminum is a "green material" and that recycling uses only 5% of the energy of primary production. In reality, this statement is rarely true. Creating a product from recycled material normally involves a full supply chain with many processes, so without question recycling uses less energy than primary production, but usually the reduction is to around 30% rather than the much vaunted 5% figure. »¹⁶⁹

La première limite majeure porte sur la collecte et le prétraitement des vieilles ferrailles d'aluminium, qui ne représenteraient qu'un peu plus de la moitié des ferrailles générées chaque année (le reste étant des nouvelles ferrailles) (Allwood, 2014). À titre d'illustration, bien que l'industrie aéronautique n'utilise que 1 à 2 % de la production mondiale d'aluminium, elle transforme 90 à 95 % des alliages d'aluminium qu'elle achète en copeaux d'usinage, qui ne sont pas séparés des autres flux de ferrailles et s'en trouvent décyclés (Allwood, 2014). L'importance des nouvelles ferrailles explique pourquoi le $RC_{\text{pure old scrap}}^{170}$ de l'aluminium est de 20 %, alors que son RC_{total} est de 35 % (Grosse, 2023).

¹⁶⁹ Traduction : « La production d'aluminium à partir de minerai est extrêmement énergivore en raison de l'étape d'électrolyse nécessaire pour extraire l'alumine de la bauxite. Parce que ce processus utilise 20 fois plus d'énergie que la fusion d'une masse équivalente d'aluminium solide, l'industrie de l'aluminium a déployé d'importants efforts de marketing, affirmant que l'aluminium est un "matériau vert" et que le recyclage n'utilise que 5 % de l'énergie de la production primaire. En réalité, cette affirmation est rarement vraie. La création d'un produit à partir de matériaux recyclés implique normalement une chaîne d'approvisionnement complète avec de nombreux processus, de sorte qu'il ne fait aucun doute que le recyclage consomme moins d'énergie que la production primaire, mais la réduction est généralement de l'ordre de 30 % plutôt que du chiffre tant vanté de 5 % . »

¹⁷⁰ Pour rappel, le $RC_{\text{pure old scrap}}$ représente le taux d'incorporation de recyclés (RC) qui ne prend pas en compte la boucle « instantanée » des nouvelles ferrailles (Grosse, 2023).

Encadré 4 · 3/4 : Recyclage limité de l'aluminium du fait de la multiplication d'alliages

Lors de la collecte, à l'image de tous les autres déchets, les vieilles ferrailles d'aluminium sont gérées dans des flux mixtes, comportant des produits en fin de vie de forme et de composition très variées, et contenant différents alliages (appartenant le plus souvent à des séries distinctes, exemple en Figure 51) (Rombach, 2006 ; Gaustad, et al., 2010). Au regard de la diversité des alliages précédemment décrite – que les alliages soient toujours commercialisés ou non¹⁷¹ – il n'est généralement pas possible de les trier tous pour qu'ils soient traités séparément, ce qui conduit au traitement de flux de matériau très hétérogènes (Rombach, 2006 ; Gaustad, et al., 2010 ; Allwood, 2014 ; Van Schaik & Reuter, 2014), comme le rappelle (Allwood, 2014, p. 471) :

« A circular economy for aluminum is therefore not possible at present, because it would require perfect separation and cleaning of all alloys. Within individual sites this occurs, and much effort is spent on managing internal scrap by alloy type. However, it cannot in general be achieved for postuse waste streams, and the proliferation of alloys developed by the industry to meet specific user requirements further inhibits the possibility of future alloy separation. »¹⁷²



Figure 51 : Déchets de profilés d'aluminium | © MTB Group, mise à disposition gracieuse à SystExt

La deuxième limite majeure porte sur le traitement. Pour rappel, toutes les ferrailles d'aluminium sont traitées par voie pyrométallurgique dans des fonderies ou raffineries spécifiques (Rombach, 2006 ; Grimes, et al., 2008 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Les fonderies n'acceptent que des nouvelles ferrailles ou des vieilles ferrailles de haute pureté et dont la composition répond à des spécifications précises (Rombach, 2006 ; Grimes, et al., 2008). Les raffineries peuvent traiter des ferrailles de qualité variable, étant donné que leurs procédés incluent des traitements pour réduire la quantité d'impuretés. Les traitements possibles s'avèrent néanmoins limités, et seuls certains éléments peuvent être retirés par ce biais ; les plus répandus étant les traitements à bain de sels (ex : NaCl-KCl) afin de retirer les oxydes ainsi que le lithium (Li), le sodium (Na), le calcium (Ca) et le strontium (Sr)¹⁷³ (Rombach, 2006 ; Grimes, et al., 2008). Ces procédés soulèvent des enjeux importants, en termes de consommation d'énergie et de réactifs, d'efficacité de récupération des métaux et d'impact sur l'environnement (Van Schaik & Reuter, 2014 ; Paraskevas, et al., 2015).

Lors de la fusion de l'aluminium, la plupart des métaux restent principalement dissous ou précipités dans la phase métallique (Rombach, 2006 ; Nakajima, et al., 2010 ; Paraskevas, et al., 2015). Dans ce cadre, Nakajima, et al. (2010) ont réalisé une analyse physicochimique et thermodynamique de la façon dont les éléments se distribuent lors des processus de fusion de l'aluminium¹⁷⁴.

¹⁷¹ Dans ce cas, ils peuvent néanmoins rejoindre les stocks de déchets plusieurs années, voire plusieurs décennies, après leur utilisation, selon leur temps de séjour dans l'économie.

¹⁷² Traduction : « Une économie circulaire pour l'aluminium n'est donc pas possible à l'heure actuelle, car elle nécessiterait une séparation et un nettoyage parfaits de tous les alliages. C'est le cas sur certains sites, et beaucoup d'efforts sont consacrés à la gestion des déchets internes par type d'alliage. Toutefois, il n'est généralement pas possible d'y parvenir pour les flux de vieilles ferrailles, et la prolifération des alliages développés par l'industrie pour répondre aux exigences spécifiques des utilisateurs entrave encore davantage la possibilité d'une séparation future des alliages. »

¹⁷³ Les autres traitements possibles sont (Rombach, 2006) : (1) la chloration pour le retrait des métaux alcalins (lithium [Li], sodium [Na], potassium [K], rubidium [Rb] et césium [Cs]) et des métaux alcalino-terreux (béryllium [Be], magnésium [Mg], calcium [Ca], strontium [Sr], baryum [Ba]) ; (2) le traitement au gaz pour le retrait de l'hydrogène (H), du Li ; du Na, du Mg, du Ca, du Sr ainsi que des oxydes, des carbures et des nitrures ; (3) la précipitation intermétallique pour le retrait du fer (Fe), du manganèse (Mn) et du silicium (Si) ; (4) la distillation sous vide pour le retrait du Li, du zinc (Zn), du Mg et du Na.

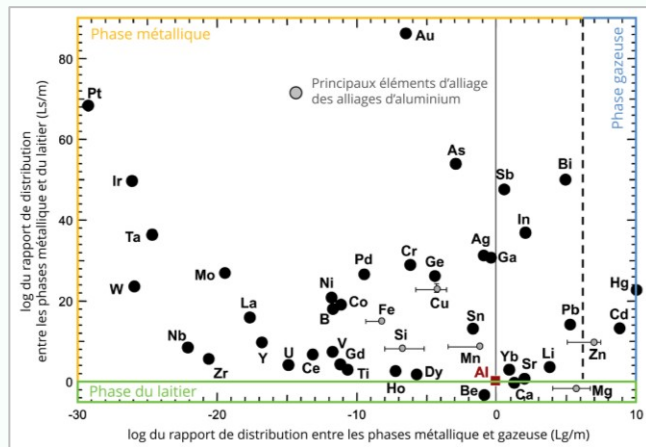
¹⁷⁴ Pour rappel, leurs travaux analysent les tendances de distribution entre les phases métallique, gazeuse et du laitier, ainsi que l'effet des paramètres physicochimiques (température, pression partielle en oxygène, composition du laitier) sur cette distribution (c'est-à-dire en termes de passage d'un élément d'une phase à l'autre). Du point de vue du matériau recyclé final, cette approche permet d'évaluer quels métaux peuvent être récupérés et quelles impuretés peuvent être retirées (ou non).

Encadré 4 · 4/4 : Recyclage limité de l'aluminium du fait de la multiplication d'alliages

La Figure 52 illustre ainsi la distribution de 45 éléments – habituellement présents dans les ferrailles d'aluminium – dans le cas de la fusion de l'aluminium (sous une atmosphère simulée¹⁷⁵). Elle met en évidence que le magnésium (Mg), le calcium (Ca) et le béryllium (Be) peuvent être retirés par oxydation (transférables dans la phase du laitier), et que le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le mercure (Hg) peuvent être retirés par évaporation (transférables dans la phase gazeuse) (Nakajima, et al., 2010). Les 39 autres éléments – dont le cuivre (Cu), le silicium (Si), le fer (Fe) et le manganèse (Mn) – restent dans la phase métallique (Nakajima, et al., 2010). Ces résultats démontrent qu'il est très difficile, voire impossible, de retirer la plupart des impuretés contenues dans les ferrailles d'aluminium.

À titre de comparaison, l'élimination des impuretés est beaucoup plus difficile pour l'aluminium que pour le fer. Dans le cas du recyclage de l'acier, le cuivre (Cu) et l'étain (Sn) sont des « éléments parasites » difficiles à éliminer ; dans le cas du recyclage de l'aluminium, c'est le cas de presque tous les éléments (Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011).

Figure 52 : Diagramme de distribution des éléments entre les phases métallique, gazeuse et du laitier pour la récupération des métaux dans le cas de la fusion de l'aluminium (sous une atmosphère simulée) ; traduit et adapté de (Nakajima, et al., 2010, p. 5597)



Décyclage majeur des alliages de corroyage vers des alliages de coulée

Ces limites techniques et thermodynamiques expliquent pourquoi de nombreuses impuretés persistent au sein des flux d'aluminium recyclé. En conséquence, lors de la fusion des alliages d'aluminium, il est d'usage – et parfois indispensable – de procéder à une dilution avec de l'aluminium primaire (cf. pertes par dilution décrites précédemment) et avec des éléments d'alliage de haute pureté (qui représentent des pertes de propriété supplémentaires) (Rombach, 2006 ; Allwood & Cullen, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Paraskevas, et al., 2015 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022), comme illustré sur la Figure 44 en début de cette sous-partie. L'aluminium primaire devrait d'ailleurs rester essentiel à la production d'aluminium secondaire à l'avenir (Raabe, et al., 2022, p. 11) : « *Primary aluminum will continue to play an important role in alloy production because of the need for both dilution and alloy composition adjustment even in closed-loop scrap streams.* »¹⁷⁶

Ces procédés ne permettent néanmoins pas d'ajuster la composition de tous les alliages recyclés dans les limites souhaitées, ce qui conduit à un décyclage très important ; les alliages de corroyage étant le plus souvent recyclés en alliages de coulée (Allwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022), ainsi que mentionné par (Allwood, 2014, p. 471) : « *Apart from the contribution of closed-loop can recycling, all end-of-life recycling for aluminum involves downcycling from the high purity wrought alloy systems to the lower purity cast alloys.* »¹⁷⁷ Seuls 20 % environ des vieilles ferrailles sont transformés en alliages de corroyage, alors que ces derniers représentent les deux tiers de tout l'aluminium utilisé (Raabe, et al., 2019). Il en résulte des risques importants pour la filière d'aluminium secondaire, en termes de surcharge de ferrailles non recyclables et de saturation de la demande d'alliages de faible qualité (Allwood, 2014 ; Paraskevas, et al., 2015). Le contrôle de la composition des alliages et l'amélioration des techniques de prétraitement (en particulier pour les usages du secteur de la construction) représentent des leviers prioritaires afin de limiter dès à présent ces risques (Allwood, 2014 ; Paraskevas, et al., 2015). Il devient ainsi indispensable de freiner la tendance actuelle consistant à multiplier et complexifier les alliages (Gradel, et al., 2022) ; la recherche actuelle portant, par exemple, sur l'obtention d'un meilleur compromis entre résistance et ductilité, en créant des alliages Al-Zn-Mg-Cu à très haute résistance ou encore des alliages Al-Li à poids réduit et rigidité améliorée (Raabe, et al., 2019).

¹⁷⁵ Les modalités de calcul des rapports de distribution entre les phases métallique et gazeuse (Lg/m) et entre les phases du laitier et métallique (Ls/m), ainsi que les hypothèses en termes de température, de pression partielle en oxygène, etc., sont détaillées dans la publication (Nakajima, et al., 2010).

¹⁷⁶ Traduction : « *L'aluminium primaire continuera à jouer un rôle important dans la production d'alliages en raison de la nécessité de diluer et d'ajuster la composition des alliages, même dans les flux de ferrailles en circuit fermé.* »

¹⁷⁷ Traduction : « *Hormis la contribution du recyclage des canettes en circuit fermé, tout le recyclage de l'aluminium en fin de vie implique un déclassement des systèmes d'alliages de corroyage de haute pureté vers les alliages de coulée de plus faible pureté.* »

3.2.2. Pertes de matière et d'énergie tout au long du cycle de vie des métaux

Pertes par phase du cycle de vie

Les pertes de matériau, les pertes par dissipation, les pertes de propriété et les pertes par dilution s'ajoutent tout au long du cycle de vie des métaux. En fonction des métaux concernés, elles ne se concentrent pas sur les mêmes phases du cycle. La *Figure 53* représente ainsi la **part attribuée à chaque phase du cycle de vie par rapport à la quantité totale de pertes associées à chaque métal**.

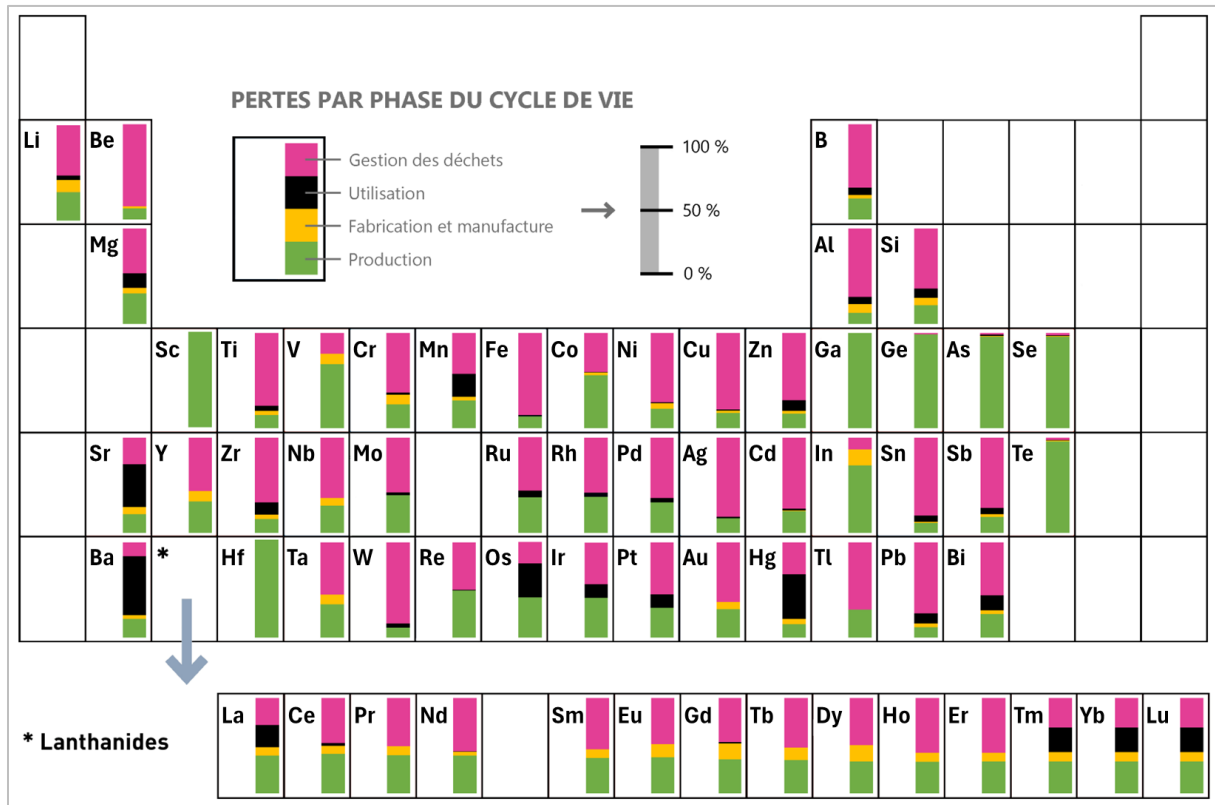


Figure 53 : Part attribuée à chaque phase du cycle de vie par rapport à la quantité totale de pertes associées pour 61 métaux | Création : SystExt · février 2024 · cc-by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Charpentier Poncelet, et al., 2022a)

La production (en vert sur la *Figure 53*) est la phase du cycle de vie qui contribue le plus aux pertes pour 15 métaux¹⁷⁸ ; pour 3 métaux, c'est la phase d'utilisation (en noir sur la *Figure 53*)¹⁷⁹ ; pour 43 métaux, c'est la phase de gestion des déchets (en rose sur la *Figure 53*) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Charpentier Poncelet, et al., 2022b).

Les métaux ferreux et non ferreux – le plus souvent métaux hôtes¹⁸⁰ et produits en grande quantité – présentent généralement une part attribuée à la **phase de production** plus faible. Cette dernière est plus élevée pour les métaux de spécialité, représentant ainsi plus de 30 % des pertes totales pour les lanthanides ou encore plus de 95 % pour l'arsenic (As), le gallium (Ga), le germanium (Ge), le hafnium (Hf), le scandium (Sc), le sélénium (Se) et le tellure (Te) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

¹⁷⁸ Les 15 métaux concernés sont : scandium (Sc) · vanadium (V) · cobalt (Co) · gallium (Ga) · germanium (Ge) · arsenic (As) · sélénium (Se) · indium (In) · tellure (Te) · hafnium (Hf) · osmium (Os) · lanthane (La) · thulium (Tm) · ytterbium (Yb) · lutécium (Lu).

¹⁷⁹ Les 3 métaux concernés sont : strontium (Sr) · baryum (Ba) · mercure (Hg).

¹⁸⁰ Un **métal hôte** est l'un des principal(aux) métal(aux) ciblé(s) par l'exploitation minière (Mudd, et al., 2017).

Environ 25 % des métaux de spécialité extraits sont directement perdus lors de la production (4 millions de tonnes [Mt] perdues sur 16 Mt extraites) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

La part attribuée aux **phases de fabrication et de manufacture** est systématiquement minoritaire et représente 6 % des pertes cumulées (tous métaux, hors fer) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

La part attribuée à la **phase d'utilisation** représente également une part faible – 11 % des pertes cumulées (tous métaux, hors fer) – bien qu'elle puisse s'avérer substantielle pour certains métaux, comme le manganèse (Mn), l'osmium (Os) ou le lanthane (La), voire majoritaire pour le strontium (Sr), le baryum (Ba) et le mercure (Hg) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Les pertes associées sont liées aux usages dispersifs précédemment décrits.

La **phase de gestion des déchets** est la phase du cycle de vie qui contribue le plus aux pertes pour **43 métaux**, représentant **84 % des pertes cumulées tous métaux** (64 % hors fer)¹⁸¹ (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Comme détaillé dans les sections précédentes, le processus de recyclage (auquel se résume le plus souvent cette phase) entraîne, en effet, tous types de pertes : pertes de matériau lors de la mise en décharge directe ou lors du broyage, pertes par dissipation et de propriété lorsque des métaux se trouvent sous forme d'impuretés dans les flux de métaux porteurs¹⁸², pertes par dilution lors du recyclage des alliages, etc. **La part des pertes attribuée à la phase de gestion des déchets s'avère particulièrement importante pour les métaux ferreux et non ferreux**, notamment l'aluminium (Al), le titane (Ti), le chrome (Cr), le fer (Fe), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le niobium (Nb), l'étain (Sn) ou encore le plomb (Pb) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Bien que ces métaux puissent faire l'objet de plusieurs cycles de vie grâce à des procédés de collecte et de recyclage relativement efficaces, ils finissent par être perdus au fil du temps (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

Ces résultats mettent en évidence le rôle prédominant de la phase de production et de celle de gestion des déchets dans les pertes des métaux. Ils soulignent ainsi que la récupération des métaux (tant depuis les ressources primaires que les ressources secondaires), correspondant à l'extraction de métal « pur » depuis des matériaux caractérisés par une complexité élevée et grandissante (dans les deux cas), présente un **haut degré d'inefficacité dans le modèle productif actuel**.

L'*Encadré 5, page suivante*, décrit les pertes qui se produisent à chaque phase du cycle de vie de l'indium (In) et qui expliquent pourquoi, seulement une année et demie après son exploitation, une utilisation ultérieure de ce métal est définitivement indisponible.

¹⁸¹ Par groupe de métaux, les pertes associées à la phase de gestion des déchets représentent : 85 % des pertes pour les métaux ferreux (1,5 milliard de tonnes [Gt] – dont 1,47 Gt de fer – sur une quantité totale produite de 1,76 Gt) ; 80 % pour les métaux précieux (30 000 t sur une quantité totale produite de 38 000 tonnes) ; 71 % pour les métaux non ferreux (98 millions de tonnes [Mt] sur une quantité totale produite de 138 Mt) ; 40 % pour les métaux de spécialité (6 Mt sur une quantité totale produite de 16 Mt) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

¹⁸² Pour rappel, le **métal porteur** est le principal métal ciblé par le traitement lors du recyclage.

Encadré 5 · 1/4 : Cycle de vie de l'indium correspondant à une succession de pertes et de processus dissipatifs

Rendements faibles de la production du fait de la complexité des procédés associés

L'indium (In) (Figure 54 à droite) ne dispose pas de gisement en propre ; il se trouve le plus souvent dans le réseau cristallin de la sphalérite (sulfure de zinc [Zn]) (Figure 54 à gauche), à des teneurs très faibles dans les gisements exploités (teneur moyenne à l'international de 35 g/t et gamme de teneurs de 1 à 100 g/t¹⁸³). 95 % de son approvisionnement provient ainsi de la métallurgie du zinc et 5 % de celles du cuivre (Cu), de l'étain (Sn) et du plomb (Pb) (Mudd, et al., 2017 ; Werner, et al., 2017)¹⁸⁴. Plus précisément, la principale source d'indium provient des fumées, des poussières, des scories et des résidus de la fusion du zinc, ces déchets étant traités par hydrométallurgie (à hauteur de 90 % ; les 10 % restants étant traités par pyrométallurgie) (Licht, et al., 2015 ; Lokanc, et al., 2015).

Lokanc, et al. (2015) évaluent le rendement total de la phase de production à 15-20 %¹⁸⁵. Ils expliquent ce faible rendement par quatre phénomènes de pertes successifs (Lokanc, et al., 2015) : (1) seulement 50 à 70 % de l'indium sont récupérés par les usines de traitement du minerai (ils sont donc incorporés dans le concentré de zinc en sortie d'usine) ; (2) 30 % des concentrés de zinc contenant de l'indium (concentrés zinc-indium) sont envoyés dans des fonderies de zinc qui ne sont pas en mesure de récupérer l'indium (il est alors perdu dans les déchets pyrométallurgiques associés) ; (3) 50 % de l'indium des concentrés zinc-indium¹⁸⁶ est transformé sous une forme intermédiaire qui requiert un raffinage supplémentaire ; (4) le taux de récupération de l'indium lors de ce dernier raffinage est en moyenne de 80 %.



Figure 54 : (à gauche) Sphalérite, minerai de zinc (contenant notamment de l'indium) du district minier de Tri-State, États-Unis | Missouri Department of Natural Resources · [Lien](#) - (à droite) Lingot d'indium de 40 grammes (dimensions de 2 x 4,5 cm) | [cc by 3.0 deed · Lien](#)

Pertes particulièrement élevées lors des phases de fabrication et de manufacture

Les cibles d'oxyde étain-indium (ITO) (composées à 78 % d'indium, à 17,5 % d'oxygène et à 4,5 % d'étain) constituent l'usage le plus important de l'indium (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Shanks, et al., 2017 ; Ueberschaar, 2017). L'ITO se présente sous forme de poudre, qui est déposée en film mince sur un substrat (verre, PVC, etc.) par un procédé dit de « pulvérisation ». Les techniques de dépôt par pulvérisation varient, mais les plus courantes sont l'évaporation par faisceau d'électrons et l'évaporation physique en phase vapeur. Ce procédé se caractérise par une efficacité très faible : 3 % de l'indium se retrouvent avec succès sur le substrat ; 70 % constituent de nouvelles ferrailles qui nécessitent un recyclage « en boucle instantanée »¹⁸⁷ ; 27 % sont définitivement perdus¹⁸⁸ (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Lokanc, et al., 2015).

¹⁸³ Ces valeurs de teneurs sont issues d'une étude en cours de réalisation par SystExt, comme détaillé en *note de bas de page* 409.

¹⁸⁴ Ces chiffres doivent être considérés avec précaution, car les données mondiales sur l'indium restent partielles. En effet, la plupart des métaux extraits en tant que co-produits ou sous-produits – tels que l'indium – ne sont pas nécessairement référencés par les sites miniers. Ils sont généralement perçus comme ne contribuant pas aux métaux récupérables d'une mine (et donc à ses recettes), car ils ne sont pas pris en compte lors de la vente des concentrés, le plus souvent. De plus, ils sont uniquement extraits en fonderie ou en raffinerie, lorsque les usines disposent des capacités de traitement nécessaires (ce qui n'est fréquemment pas le cas). (Mudd, et al., 2017)

¹⁸⁵ Charpentier Poncelet, et al. (2022b) proposent un rendement de la phase de production de 30 %. Les travaux de Ayres, et al. (2014) et de Licht, et al. (2015) n'incluent pas les étapes d'exploitation et de traitement du minerai, uniquement les étapes métallurgiques permettant de récupérer l'indium. Pour ces dernières étapes, ils proposent des rendements de 39 % (Ayres, et al., 2014) et de 35 % (Licht, et al., 2015). La prise en compte du retraitement complémentaire de déchets pyrométallurgiques anciens (principalement réalisé en Chine) peut modifier ces dernières valeurs (à hauteur de 43 % dans le cas des travaux de Licht, et al. (2015)).

¹⁸⁶ Il s'agit de concentrés zinc-indium envoyés dans des fonderies de zinc capables de récupérer l'indium.

¹⁸⁷ La technologie utilisée pour le recyclage de l'indium « en boucle instantanée » est mal connue, car brevetée. L'un des procédés décrits consiste en 3 étapes : (1) formation de nitrate d'indium à partir d'acide nitrique, suivie d'une neutralisation qui produit de l'hydroxyde d'indium ; (2) formation d'oxyde d'indium par décomposition thermique, suivie d'une dissolution dans de l'acide sulfurique ; (3) production d'indium métallique par électrolyse à partir de la solution obtenue. (Lokanc, et al., 2015)

¹⁸⁸ 20 % sont déposés sur la surface des outils et les parois de la chambre de pulvérisation, 5 % sont gravés sur le substrat et 2 % se retrouvent dans des panneaux défectueux (Ayres, et al., 2014).

Encadré 5 · 2/4 : Cycle de vie de l'indium correspondant à une succession de pertes et de processus dissipatifs

Les matériaux semi-conducteurs constituent le deuxième usage le plus important de l'indium (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Shanks, et al., 2017 ; Ueberschaar, 2017). Le nitrure d'indium et de gallium (InGaN), l'arséniure d'indium et de gallium (InGaAs) et le cuivre-indium-gallium-sélénium (CIGS) font partie des matériaux semi-conducteurs à base d'indium les plus répandus (Ayres, et al., 2014). La première étape est la fabrication de lingots monocristallins de ces matériaux, qui est également à l'origine d'importantes pertes¹⁸⁹. Selon Licht, et al. (2015), lors de leur fabrication et de la manufacture, 46 % de l'indium constituent de nouvelles ferrailles qui nécessitent un recyclage « en boucle instantanée », et 24 % sont définitivement perdus.

La Figure 55 représente la distribution des quantités d'indium utilisées dans la fabrication (à gauche) et incorporées dans les produits finis (à droite) en 2011. La comparaison de ces deux diagrammes met indirectement en évidence les pertes associées. En effet, dans le cas des cibles ITO, si 364 tonnes d'indium raffiné sont utilisées dans la fabrication, seulement 45 tonnes d'indium sont effectivement intégrées dans les produits finis. Lors de ses recherches, SystExt a pu constater que les quantités utilisées dans la fabrication étaient souvent confondues avec celles dans les produits finis, ce qui induit un biais important sur l'efficacité réelle des procédés.

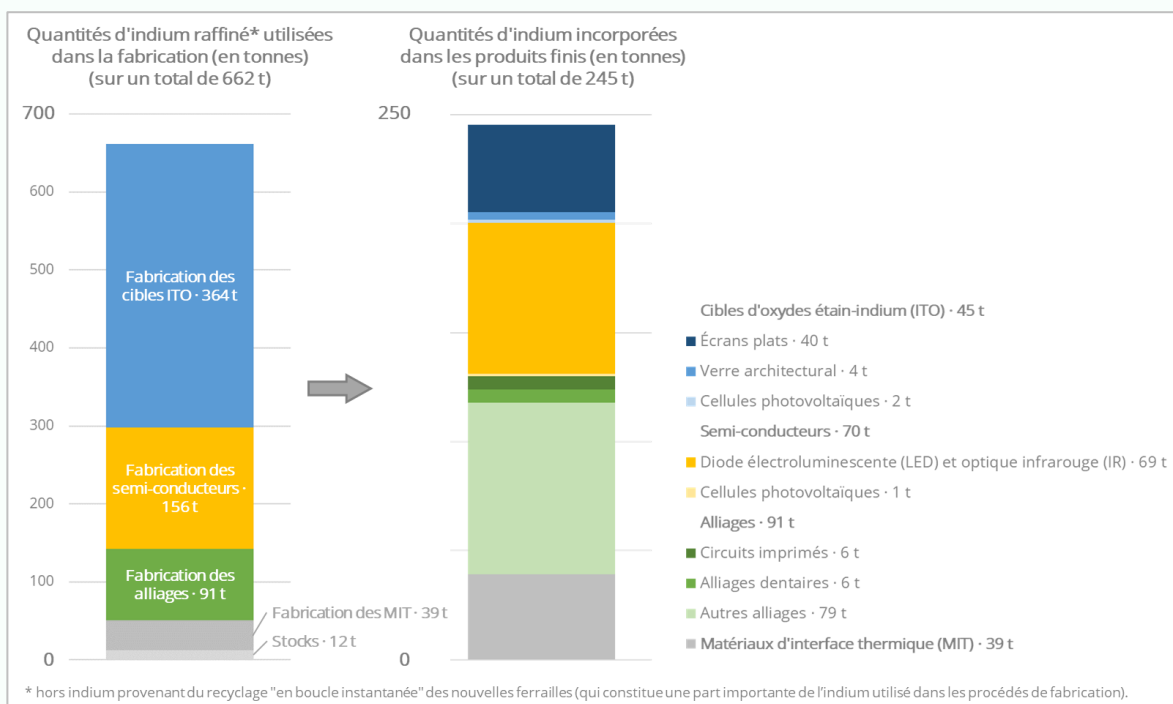


Figure 55 : Distribution des quantités d'indium (en tonnes) utilisées dans la fabrication (à gauche) et incorporées dans les produits finis (à droite) en 2011 dans le monde | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Shanks, et al., 2017 ; Ueberschaar, 2017)¹⁹⁰

Usages essentiellement dissipatifs

Comme le montre la Figure 55 (à droite), l'indium est utilisé en association fine ou en alliage avec d'autres éléments, dans des composants spécifiques des produits. Les quantités incorporées dans chaque produit s'en trouvent conséquemment très réduites. À titre d'exemple, un écran de téléphone portable (datant de 2005) ne contient que 6 mg d'indium ; les écrans d'ordinateur environ 80 mg ; les écrans de télévision à cristaux liquides (LCD) 260 mg (Ayres, et al., 2014). Les innovations technologiques, en favorisant une miniaturisation continue, contribuent à diminuer davantage les quantités présentes dans la plupart des produits (Ayres, et al., 2014).

¹⁸⁹ Selon Licht, et al. (2015), les lingots monocristallins de matériaux semi-conducteurs à base d'indium sont fabriqués selon les mêmes méthodes que les lingots monocristallins d'arséniure de gallium (GaAs). Il s'agit de procédés de croissance cristalline particulièrement complexes. L'organisation internationale du travail (OIT) fournit une description détaillée de ces procédés dans son encyclopédie de la santé et de la sécurité au travail (Lien).

¹⁹⁰ Les données chiffrées proviennent uniquement de (Licht, et al., 2015), mais sont très proches de celles proposées par (Ueberschaar, 2017) pour les usages. Tous ces auteurs se basent sur des données de 2011. Par ailleurs, la liste des principaux usages de l'indium est également fondée sur les travaux de (Ayres, et al., 2014 ; Shanks, et al., 2017).

Encadré 5 · 3/4 : Cycle de vie de l'indium correspondant à une succession de pertes et de processus dissipatifs

Ces innovations technologiques conduisent également à l'augmentation du nombre de produits contenant des composants à base d'indium (Ueberschaar, 2017 ; Werner, et al., 2018). Ce phénomène s'est d'ailleurs accéléré à partir des années 2000 avec le développement des écrans plats, puis, plus récemment, avec celui des panneaux solaires à base de cuivre-indium-gallium-sélénium (CIGS) (Lokanc, et al., 2015). La Figure 56 illustre ces tendances, en présentant l'évolution de la quantité d'indium dans le stock en cours d'utilisation en Australie, de 1988 à 2015. L'indium se caractérise ainsi par des usages essentiellement dissipatifs. Les travaux de Ciacci, et al. (2015a) précédemment décrits mettent en évidence que les pertes par dissipation représentent 84 % de la consommation totale de cet élément (Ciacci, et al., 2015b).

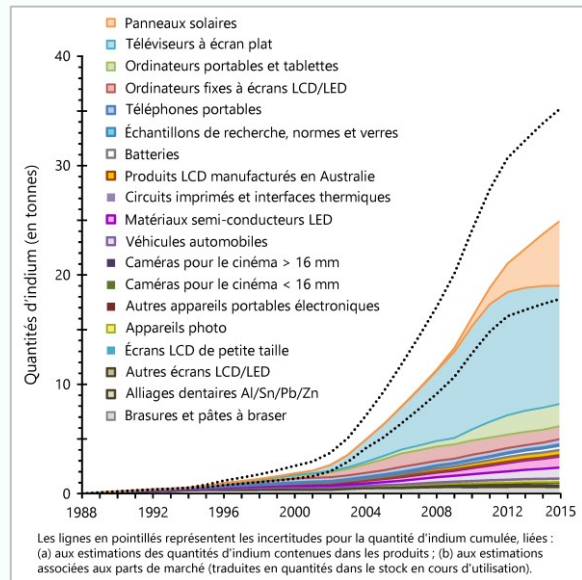


Figure 56 : Évolution de la quantité d'indium dans le stock en cours d'utilisation en Australie, de 1988 à 2015 ; traduit et adapté de (Werner, et al., 2018)

Récupération négligeable à partir des produits en fin de vie

En synthèse, l'indium se trouve disséminé dans des millions de produits, chacun ne contenant que des quantités infinitésimales de ce métal. Selon Schäfer & Schmidt (2020b)¹⁹¹, sa concentration dans les alliages serait de $5 \cdot 10^{-6} \%$; celle dans les matériaux semi-conducteurs de $3 \cdot 10^{-5} \%$; celle dans les films ITO de $3 \cdot 10^{-3} \%$. Le recyclage de cet élément requerrait donc le traitement de très grandes quantités de produits en fin de vie. À titre d'illustration, la récupération d'une tonne d'indium¹⁹² nécessiterait la collecte d'environ 3,85 millions de téléviseurs LCD ou la collecte d'environ 30 milliards de lampes LED (Talens Peiró, et al., 2013). Plus généralement, tous les auteurs étudiés par SystExt s'accordent sur l'extrême difficulté, voire l'impossibilité, de récupérer l'indium dans les produits en fin de vie compte tenu des usages qui en sont faits actuellement (Graedel, 2011b ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Ayres, et al., 2014 ; Ciacci, et al., 2015a ; Licht et al., 2015 ; Shanks, et al., 2017 ; Werner, et al., 2018). Par exemple, Licht, et al. (2015) qualifient l'indium des alliages (représentant la part majoritaire d'indium incorporée dans les produits finis) « d'irré récupérable ». De façon corollaire, l'indium n'est pas récupéré à partir des produits en fin de vie à l'échelle industrielle¹⁹³ (UNEP, 2011 ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Ayres, et al., 2014 ; Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017).

La majorité de l'indium se trouve dans les écrans LCD (de téléviseurs et d'ordinateurs fixes, principalement), dont les modalités de recyclage font l'objet de très nombreux travaux de recherche (Lokanc, et al., 2015 ; Zhang, et al., 2015 ; Ueberschaar, et al., 2017). Compte tenu de la structure éminemment complexe des écrans LCD¹⁹⁴ et de leur variabilité de forme et de composition, la plupart des méthodes proposées portent sur une lixiviation acide (avec de l'acide sulfurique, de l'acide nitrique et/ou de l'acide chlorhydrique) et une extraction par solvant (Zhang, et al., 2015 ; Ueberschaar, et al., 2017). Bien que des méthodes permettant d'optimiser la récupération de l'indium (et d'autres matériaux et substances présents) aient été identifiées, elles restent difficiles à mettre en œuvre et très consommatrices d'énergie du fait de la concentration faible en indium (Zhang, et al., 2015 ; Amato, et al., 2016 ; Ueberschaar, et al., 2017).

¹⁹¹ Schäfer & Schmidt (2020b) ont étudié les concentrations dans les sources secondaires pour 47 métaux et 145 combinaisons métal-usage, ainsi que détaillé en Annexe 7, p. 205.

¹⁹² À comparer avec une production mondiale de 990 tonnes en 2023 (U.S. Geological Survey (USGS), 2024).

¹⁹³ Certains auteurs préfèrent proposer une valeur du taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) pour l'indium inférieure à 1 % (plutôt que nulle), afin de prendre en compte les incertitudes associées au manque de données sur les filières métalliques à l'échelle internationale, et dans le cas où de petites quantités de ce métal étaient récupérées lors du recyclage d'autres éléments. Par ailleurs, Charpentier Poncelet, et al. (2022b) considèrent un taux de collecte nul pour tous les usages. Ils émettent cependant l'hypothèse d'un recyclage faible de déchets électroniques (fondée sur une mise à jour de l'EOL-RR de l'indium à 5 % proposée par Graedel, et al. (2022)) – plus particulièrement d'écrans LCD – pour lequel ils fixent un taux de rendement des étapes de collecte et de prétraitement de 9 % (Charpentier Poncelet, et al., 2022b). Néanmoins, le recyclage de l'indium à partir des écrans LCD en fin de vie ne serait pas réalisé à l'échelle industrielle (Ueberschaar, 2017).

¹⁹⁴ Un écran LCD comprend en réalité 11 couches différentes : 2 films polarisants, 2 couches de verre, 1 couche mince de transistors, 2 films ITO, 1 couche de cristaux liquides, 1 filtre de couleurs et 2 couches polymères d'alignement (Zhang, et al., 2015 ; Ueberschaar, et al., 2017).

Encadré 5 · 4/4 : Cycle de vie de l'indium correspondant à une succession de pertes et de processus dissipatifs

La Figure 57 synthétise les informations précédentes et trace ainsi l'évolution des quantités d'indium (en tonnes) à chaque phase de son cycle de vie. Les données et hypothèses ayant permis sa construction sont fournies en Annexe 6, p. 204. Comme mis en exergue par (Charpentier Poncelet, et al., 2022a), la phase de production est celle qui contribue le plus aux pertes (environ 70 %), suivie des phases de fabrication et de manufacture (environ 15 %) puis de la phase de recyclage (environ 15 %)¹⁹⁵. Étant donné que l'indium est très largement perdu avant même son incorporation dans les produits et qu'il n'est pas (ou très faiblement, EOL-RR < 1 %) recyclé à partir des produits en fin de vie, sa durée de vie est très courte : 1,5 an seulement (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Ce métal devient donc définitivement indisponible pour une utilisation ultérieure une année et demie seulement après son exploitation.

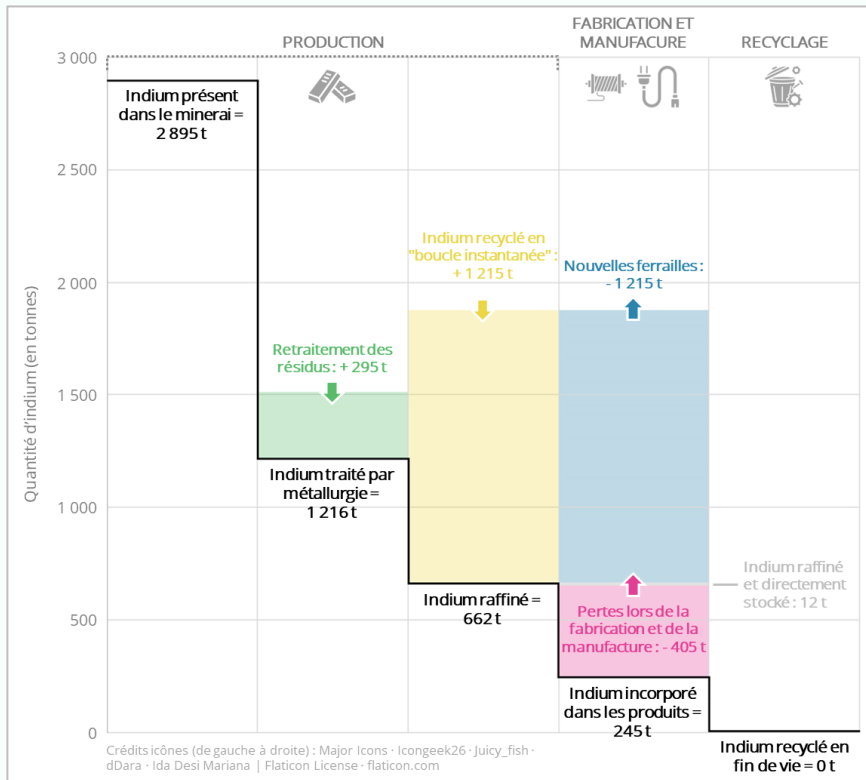


Figure 57 : Évolution des quantités d'indium (en tonnes) à chaque phase de son cycle de vie en 2011 dans le monde ; mise en évidence des pertes lors de la fabrication et de la manufacture ainsi que des flux de nouvelles ferrailles | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017)

Le cycle de vie de l'indium se distingue par la complexité des procédés d'exploitation, de traitement, de raffinage, de fabrication et de manufacture, ainsi que par les enjeux que ces procédés soulèvent en termes environnementaux (depuis les sites miniers jusqu'aux décharges). L'accumulation des pertes, comprenant celles associées à l'absence de collecte et de recyclage, remet en cause la soutenabilité du modèle productif associé, comme soulevé par (Ayres, et al., 2024, p. 29) : « [L'indium] is a scarce metal that plays an important role in the solar energy industry, in flat screens, and in other new technology applications. For many of these uses, there are no substitutes that offer the same performance. Furthermore, given the miniaturization trend required by new technologies, indium is used in very small quantities that impede its separation, recovery, and recycling. [...] Without recycling or implementing substitutes, the sustainability of these technologies is questionable. »¹⁹⁶

¹⁹⁵ D'après les calculs réalisés par SystExt (selon les données présentées en Figure 57), la part attribuée à la phase de production s'élève à 77 % (en excluant le retraitement des résidus) ; la part attribuée aux phases de production et de manufacture s'élève à 14 % ; la part attribuée à la phase de recyclage s'élève à 9 %. Charpentier Poncelet, et al., (2022b) obtiennent les valeurs correspondantes suivantes : 70 %, 17 % et 13 %.

¹⁹⁶ Traduction : « [L'indium] est un métal rare qui joue un rôle important dans l'industrie de l'énergie solaire, dans les écrans plats et dans d'autres applications des nouvelles technologies. Pour nombre de ces utilisations, il n'existe pas de substitut offrant les mêmes performances. En outre, compte tenu de la tendance à la miniaturisation requise par les nouvelles technologies, l'indium est utilisé en très petite quantité, ce qui entrave sa séparation, sa récupération et son recyclage. [...] Sans recyclage ni mise en œuvre de substituts, la durabilité de ces technologies est discutable. »

Implications exergetiques des pertes

Pour mieux comprendre les implications exergetiques des pertes tout au long du cycle de vie du métal, il est nécessaire de rappeler certains principes thermodynamiques. Tout d'abord, **l'énergie** ne peut être ni créée ni détruite ; elle ne peut que changer de forme. De plus, aucun transfert d'énergie n'est efficace à 100 % en raison des pertes (énergétiques). À titre d'illustration, dans le cas d'un réfrigérateur, l'énergie se distribue schématiquement entre (Rammelt & Crisp, 2014) : (1) la part nécessaire au refroidissement du compartiment réfrigéré ; (2) la part transférée sous forme de chaleur dans la pièce. La part (1) correspond à **la partie « utile » de l'énergie, également appelée « exergetie »** (Amini, et al., 2007 ; Rammelt & Crisp, 2014). La part (2) correspond à la partie « inutile » de l'énergie, également appelée « entropie »¹⁹⁷ (Rammelt & Crisp, 2014). Plus la part (2) (ou entropie) augmente, plus la part (1) (ou exergetie) diminue. Ainsi, tout processus « réel » est à l'origine d'une augmentation de l'entropie, ce qui entraîne une diminution de l'exergetie (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007 ; Rammelt & Crisp, 2014). Cela conduit à la **réduction des effets utiles du processus – c'est-à-dire à des pertes d'exergetie –** et/ou à une consommation accrue d'énergie (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007 ; Rammelt & Crisp, 2014), ainsi que souligné par (Castro, et al., 2007, p. 227) : « *In all real systems, entropy increases whenever a real process occurs. This causes a decrease of the exergetie available in the system. The desired situation is that the exergetie losses are as small as possible after each process.* »¹⁹⁸

Dans le cadre du cycle de vie des métaux, une approche consiste à considérer que ce qui est consommé n'est ni de la matière ni de l'énergie, mais de l'énergie utile, c'est-à-dire de l'exergetie (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007). Dans cette optique, **les pertes d'exergetie dans les systèmes productifs peuvent servir à mesurer l'efficacité de l'utilisation des métaux** (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007).

Les causes de **l'imperfection thermodynamique du processus de recyclage** sont triples : les pertes de matériau, les pertes de propriété (et plus particulièrement les pertes de qualité)¹⁹⁹ et les pertes par dilution²⁰⁰ (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007 ; Ciacci, et al., 2016 ; Cullen, 2017). Il est dès lors possible de traduire ces trois types de perte en pertes d'exergetie dans le cas de processus de recyclage, de la façon suivante (Figure 58, page suivante) (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007) :

- les **pertes d'exergetie de premier ordre, correspondant aux pertes de matériau** – elles entraînent une diminution du contenu exergetique du fait de la perte de matière associée ;
- les **pertes d'exergetie de deuxième ordre, correspondant aux pertes de qualité** – elles entraînent une diminution du contenu exergetique du fait de l'augmentation du désordre dans la structure du matériau (voir la note de bas de page 199) ;

¹⁹⁷ C'est à ce concept que fait référence la deuxième loi de la thermodynamique, qui stipule : « Toute transformation d'un système thermodynamique s'effectue avec augmentation de l'entropie globale incluant l'entropie du système et du milieu extérieur. On dit alors qu'il y a création d'entropie. »

¹⁹⁸ Traduction : « *Dans tous les systèmes réels, l'entropie augmente à chaque fois qu'un processus réel se produit. Cela entraîne une diminution de l'exergetie disponible dans le système. La situation souhaitée est que les pertes d'exergetie soient aussi faibles que possible après chaque processus.* »

¹⁹⁹ Pour rappel, les **pertes de propriété** représentent la dilution des métaux dans des flux de matériau où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées. Les **pertes de qualité** (ou décyclage) se produisent lorsque la présence de ces métaux peut être préjudiciable et mener à la production d'un matériau de qualité différente ou inférieure. Cette baisse de qualité est due au fait que les atomes de la structure du matériau recyclé sont alors arrangés de telle sorte que ses propriétés diminuent. En effet, lorsque des impuretés sont introduites dans les matériaux au cours du recyclage, elles se mélangent, interfèrent dans la structure du matériau et réagissent parfois avec les autres substances présentes, créant ainsi une structure « désordonnée ».

²⁰⁰ Pour rappel, les **pertes par dilution** se produisent lorsqu'un métal de grande pureté doit être ajouté pour diminuer la concentration des impuretés dans les limites souhaitées ; ou, de façon symétrique, augmenter la concentration du métal d'intérêt, afin de ramener le matériau à un niveau de qualité plus élevé.

- les **pertes d'exergie de troisième ordre, correspondant aux pertes par dilution** – elles entraînent une diminution du contenu exergétique du fait de l'ajout de ressources supplémentaires (pour diluer les contaminants au niveau souhaité).

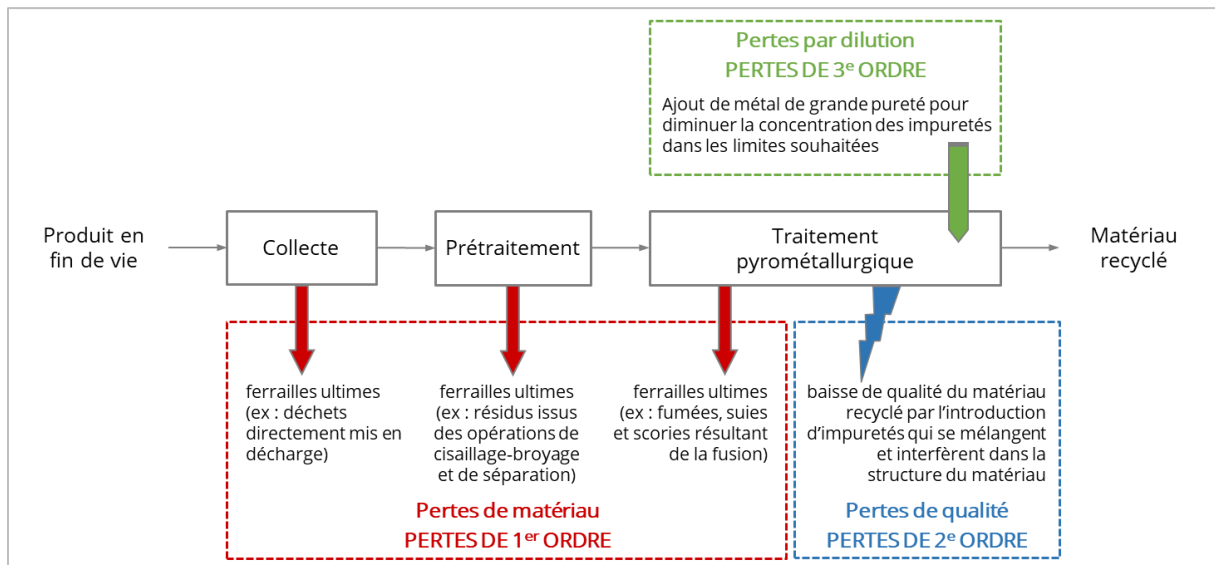


Figure 58 : Représentation schématique des pertes exergétiques associées aux processus de recyclage | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Amini, et al., 2007 ; Castro, et al., 2007)

L'évaluation de l'efficacité du processus de recyclage se résume souvent à des bilans de masse qui ne prennent pas en compte les pertes de propriété, ni même les pertes par dilution. Or, la production de matériaux décyclés – dont les propriétés sont insuffisantes pour répondre aux spécifications actuellement requises pour certains usages – soulève des enjeux tout aussi importants par rapport à l'efficacité de l'utilisation des ressources. Il est d'ailleurs parfois impossible de ramener la qualité du matériau ou du métal à son niveau d'origine en raison de ces limites thermodynamiques (Amini, et al., 2007). La présente approche, fondée sur une conversion en termes de pertes d'exergie, présente donc l'avantage majeur de pouvoir inclure ces pertes (de propriété et par dilution) au même titre que celles de matériau.

Amini, et al. (2017) et Castro, et al. (2017) ont ainsi développé une méthode de calcul du contenu exergétique ainsi que des pertes exergétiques associées au processus de recyclage de flux de ferrailles. Ces derniers auteurs ont appliqué cette méthode à l'étude d'une contamination de ferrailles d'aluminium par du fer et d'une contamination de ferrailles d'acier par du cuivre (Castro, et al., 2007). Ils démontrent que les pertes de deuxième ordre (pertes de propriété) sont relativement faibles par rapport à celles de premier ordre (pertes de matériau) et de troisième ordre (pertes par dilution) (Castro, et al., 2007). De plus, ils insistent sur l'impact considérable que ces dernières ont sur l'efficacité énergétique du recyclage des métaux (Castro, et al., 2007).

3.2.3. « Fermeture de la boucle » impossible

100 % de recyclage n'est pas souhaitable

De façon générale, **plus le produit métallique final est pur, plus le coût est élevé et plus les pertes sont importantes**. Si ces réalités économiques et techniques sont prises en compte dans la production primaire, elles le sont beaucoup moins dans la production secondaire (Stevens, et al., 2013). Dans la pratique, des compromis sont ainsi réalisés entre le rendement du processus de recyclage et la qualité du matériau recyclé (Stevens, et al., 2013). Pour les mêmes raisons, certains matériaux ne sont sciemment pas récupérés et « sacrifiés » au profit de ceux qui sont les plus faciles à valoriser ou qui présentent une valeur élevée²⁰¹ (Stevens, et al., 2013).

Schäfer & Schmidt (2020a) ont étudié ces compromis par l'analyse des relations entre la demande cumulée d'énergie (ou *cumulative energy demand* [CED] en anglais)²⁰² et le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) pour 48 métaux²⁰³ (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). Bien que le modèle qu'ils ont élaboré repose sur des hypothèses « fortes »²⁰⁴, il permet de mettre en évidence les **limites énergétiques d'un recyclage à 100 %** et l'existence d'un **EOL-RR « optimisé » au regard de la demande d'énergie associée**.

Tout d'abord, la demande d'énergie pour le recyclage croît de façon presque exponentielle avec l'augmentation de l'EOL-RR (courbe rouge sur la *Figure 59, page suivante*) (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). Cela est dû au fait que les sources secondaires à forte concentration sont valorisées en premier et que, pour augmenter davantage l'EOL-RR, il est nécessaire de valoriser les sources à faible concentration. Pour atteindre un taux de recyclage de 100 %, toutes les sources secondaires doivent être entièrement recyclées, même celles qui ne contiennent que des quantités infinitésimales du métal d'intérêt. Ainsi, la demande d'énergie associée au recyclage des métaux utilisés sous forme dispersive ou dissipative tend vers l'infini (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). De plus, la demande d'énergie pour la production primaire diminue de façon linéaire avec l'augmentation de l'EOL-RR (ligne verte sur la *Figure 59, page suivante*) (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). Cela est dû à l'hypothèse des auteurs d'une substitution primaire-secondaire 1 pour 1 (comme détaillé en *note de bas de page 204*).

²⁰¹ Voir notamment la section « Métaux précieux constituant le principal moteur du recyclage des DEEE » du § 2.3.3.

²⁰² La **demande cumulée d'énergie (CED)** tient compte des apports directs et indirects d'énergie primaire. Les apports énergétiques directs sont, par exemple, la combustion de combustibles fossiles pour le traitement des minerais et la fusion des concentrés, ou l'électricité pour le cisailage-broyage et le tri des ferrailles. Les apports énergétiques indirects sont, par exemple, l'énergie primaire pour la production d'intrants non énergétiques, tels que les produits chimiques pour les procédés hydrométallurgiques, ou pour la production d'électricité. (Schäfer & Schmidt, 2020a)

²⁰³ Plus précisément, leur méthodologie repose sur deux axes (Schäfer & Schmidt, 2020a) : (1) identification des principaux usages des 48 métaux, des concentrations dans les sources secondaires et primaires associées, ainsi que des EOL-RR, fondée sur une étude élargie de la littérature ; (2) estimation de la demande cumulée d'énergie (CED) tant pour les sources primaires que secondaires, du « berceau à la porte » (c'est-à-dire de l'extraction du minerai ou de la collecte de ferrailles jusqu'au métal pur).

²⁰⁴ L'élaboration de leur modèle repose en effet sur trois hypothèses : (1) Le métal recyclé peut être utilisé comme substitut complet du métal primaire, chaque tonne de métal recyclé évitant ainsi la production d'une tonne de métal primaire (substitution 1 pour 1). Cette condition est une hypothèse « forte » au regard, notamment, des pertes de propriété qui concernent de nombreux matériaux recyclés, en particulier les alliages. (2) La valeur moyenne de la CED actuelle de la production primaire peut être utilisée. Sur la base de cette hypothèse, la CED de la production primaire diminue linéairement avec l'augmentation de l'EOL-RR en raison de l'hypothèse (1) de substitution (ligne verte sur la *Figure 59*). En réalité, la CED de la production primaire varie en fonction de la teneur de la teneur du métal d'intérêt, du type de minerai et du type d'exploitation. (3) La CED de la production secondaire peut être décrite par une fonction de distribution selon l'EOL-RR (courbe rouge sur la *Figure 59*). Cependant, cette fonction ne peut être qu'une approximation, puisque les métaux sont incorporés dans des sources secondaires très hétérogènes (en réalité, la fonction existe sous forme de points discrets). (Schäfer & Schmidt, 2020a)

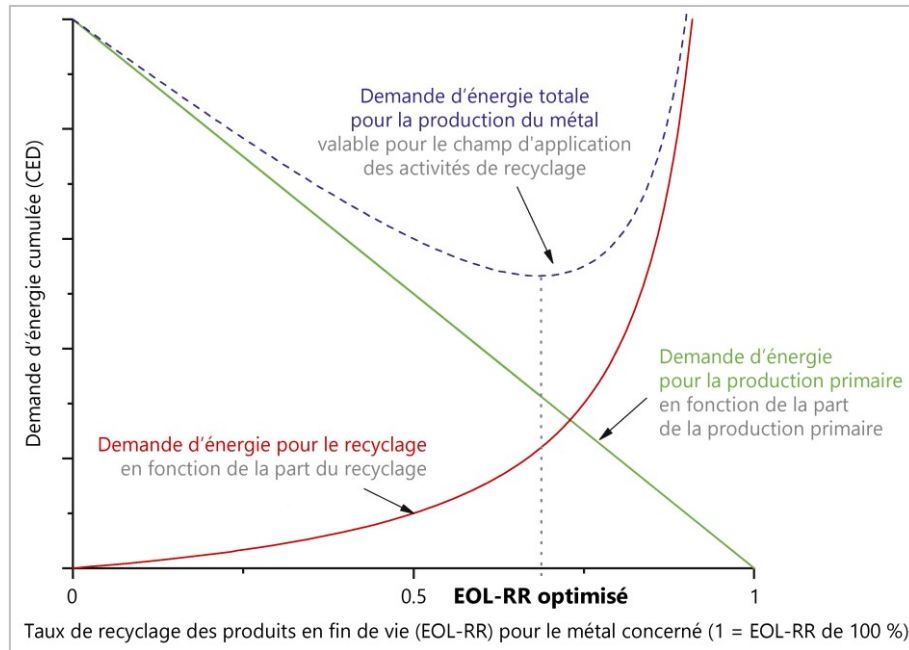


Figure 59 : Représentation qualitative de la demande d'énergie cumulée (CED) associée à la production primaire et au recyclage d'un métal donné en fonction de l'EOL-RR, et mise en évidence de l'EOL-RR optimisé ; traduit et modifié (mise en forme et simplification des champs affichés) de (Schäfer & Schmidt, 2021, p. 68)

L'addition de ces deux fonctions détermine la demande d'énergie totale de la production du métal (combinaison des productions primaire et secondaire) (courbe en pointillés bleus sur la Figure 59) (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). Le système de production du métal est considéré comme optimisé lorsque cette demande d'énergie est réduite autant que possible. Le minimum de la courbe représente donc le point où la demande d'énergie pour les productions primaire et secondaire est optimale ; l'EOL-RR correspondant est l'EOL-RR « optimisé » (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021).

Plus généralement, les travaux de Schäfer et Schmidt (2020a) confirment que le recyclage peut contribuer de façon significative à la diminution de la demande d'énergie de la production des métaux, et donc aux émissions associées, **mais en aucun cas de manière illimitée**. Leur approche d'optimisation rappelle que **le recyclage ne peut pas être une fin en soi**, mais plutôt une autre forme de production de métaux qui présente, tout comme la production primaire, des enjeux énergétiques et environnementaux (Allwood, 2014 ; Geissdoerfer, et al., 2017 ; Schäfer & Schmidt, 2020a), comme résumé par (Schäfer & Schmidt, 2020a, p. 514) : « *The optimization approach we have proposed is aimed at mitigating the impacts of metal production on climate change by treating recycling not as an end in itself, in terms of closing material cycles, but rather as an additional option of metal production that requires energy and leads to environmental pollution, just as is the case with primary production.* »²⁰⁵

²⁰⁵ Traduction : « *L'approche d'optimisation que nous avons proposée vise à atténuer les impacts de la production de métaux sur le changement climatique en considérant le recyclage non pas comme une fin en soi, en termes de fermeture des cycles de matériaux, mais plutôt comme une option supplémentaire de production de métaux qui nécessite de l'énergie et entraîne une pollution de l'environnement, tout comme c'est le cas pour la production primaire.* »

100 % de recyclage n'est pas possible

Non seulement l'objectif de « fermeture de la boucle » soulève des problématiques énergétiques et environnementales importantes, mais il se heurte également aux limites thermodynamiques et physiques (en termes de pertes) décrites précédemment. À ce dernier titre, **le cycle de vie du métal s'apparente le plus souvent à une succession de pertes** (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Si les taux de recyclage les plus utilisés (taux de recyclage des produits en fin de vie [EOL-RR] et taux d'incorporation de recyclés [RC]) restent utiles pour rendre compte de certains aspects du processus de recyclage, ils ne tiennent pas compte de l'ensemble du cycle de vie et font abstraction des pertes associées (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). À l'inverse, la durée de vie du métal²⁰⁶ et le taux de perte²⁰⁷ – représentés sur la *Figure 60* – rendent compte de ces derniers enjeux et reflètent **le degré d'efficacité d'utilisation des ressources au niveau mondial** (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

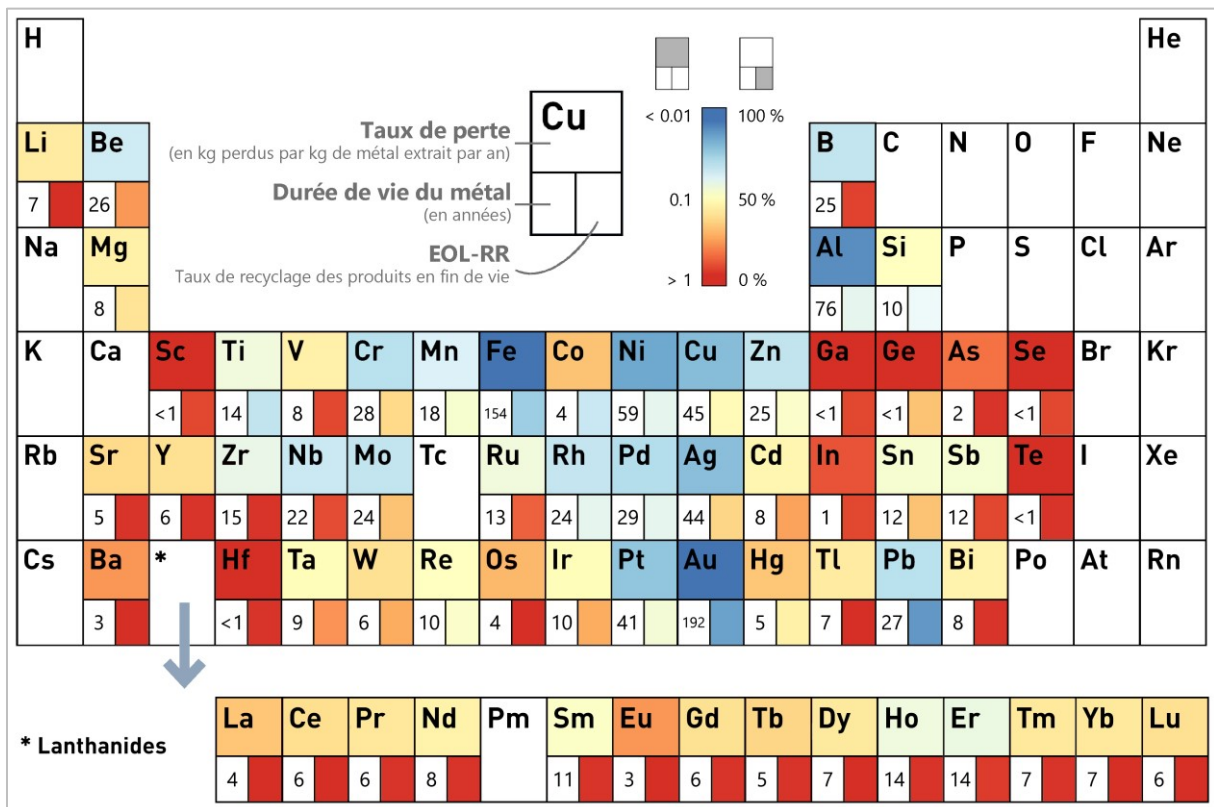


Figure 60 : Taux de perte, durée de vie et EOL-RR de 61 métaux ; d'après données issues de (Charpentier Poncelet, et al., 2022a)²⁰⁸

²⁰⁶ Pour rappel, la **durée de vie d'un métal** (en années) représente la durée moyenne de son utilisation dans l'économie, depuis son exploitation jusqu'à sa perte totale dans les dépôts de déchets ultimes ou dans l'environnement, de telle façon que le métal devient ensuite indisponible pour une utilisation ultérieure.

²⁰⁷ Le **taux de perte** (en kg perdus par kg de métal extrait par an) représente la vitesse à laquelle le métal extrait devient indisponible pour une utilisation ultérieure. Il est calculé comme la fonction inverse de la durée de vie moyenne. (Charpentier Poncelet, et al., 2022a)

²⁰⁸ SystExt a conservé les couleurs de la publication originale de Charpentier Poncelet, et al. (2022a). Ces auteurs précisent tout d'abord que l'EOL-RR est représenté sur une échelle de couleur continue à partir des valeurs de l'UNEP (2011) ; certaines ayant été mises à jour par Graedel, et al. (2022). Le taux de perte (T_p) est représenté sur une échelle discrète ; le bleu représentant un T_p faible par rapport aux autres métaux, et le rouge un T_p élevé. En effet, l'échelle de couleur pour le T_p (identique à l'EOL-RR) est arbitraire, elle vise simplement à faciliter la comparaison de ces deux indicateurs. La comparaison entre l'EOL-RR et le T_p doit également être réalisée avec précaution pour le magnésium (Mg) et le titane (Ti), car l'EOL-RR ne prend en compte que les formes métalliques, alors que le T_p inclut également les autres composés (tels que la magnésite comme matériau réfractaire et le dioxyde de titane comme pigment) (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

Les métaux qui présentent les taux de perte les plus faibles (en bleu sur la *Figure 60, page précédente*) se caractérisent généralement par un EOL-RR élevé. Cela est particulièrement valable pour les métaux ferreux (ex : nickel [Ni] et fer [Fe]) et pour les métaux précieux (ex : or [Au] et argent [Ag]), et reflète une relativement bonne efficacité des filières de recyclage (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). À l'inverse, les métaux qui présentent les taux de perte les plus élevés (en rouge sur la *Figure 60, page précédente*) se caractérisent généralement par un EOL-RR faible. Cela est particulièrement valable pour les métaux de spécialité, et reflète les rendements faibles des phases autres que celle de gestion des déchets ainsi que la durée de vie courte des applications auxquelles ils sont destinés (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Les métaux de spécialité présentent en effet les durées de vie les plus courtes des quatre groupes de métaux – de 12 ans en moyenne – et nombre d'entre eux ne connaissent qu'une seule phase d'utilisation avant d'être définitivement indisponibles pour une utilisation ultérieure. Ces résultats mettent en exergue le **rôle crucial de l'allongement de la durée de vie des produits pour améliorer la conservation des métaux dans l'économie** (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

La réduction des pertes dues à l'inefficacité des processus de recyclage (y compris le recyclage non-fonctionnel) et des pertes par dissipation constitue ainsi un levier prioritaire pour améliorer l'efficacité de l'utilisation des ressources (Ciacci, et al., 2016). Dans ce cadre, s'il semble intuitivement plus urgent de remédier aux pertes des métaux précieux et des métaux de spécialité, il est également essentiel de prendre en compte l'ampleur des pertes mondiales pour les différents métaux. En effet, près de 2 milliards de tonnes de métaux ferreux et non ferreux sont extraites chaque année, dont 14 millions de tonnes qui sont perdues en moyenne chaque année (Charpentier Poncelet, et al., 2022a).

Cependant, **même si de telles stratégies de réduction étaient mises en œuvre, la « fermeture de la boucle » resterait impossible** (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Cullen, 2017 ; Reuter, et al., 2019), comme rappelé par (Hagelüken & Goldmann, 2022, p. 543) : « *Summing up, there is still significant potential to improve circularity and recycling of most metals. But it needs to be understood that "100%" recycling will not be possible. Some metal losses will be inevitable as there are limits of metal recycling due to a dissipative use in some applications and technical/thermodynamic constraints especially in the case of multi-metal mixes.* »²⁰⁹

En synthèse, affirmer qu'une circularité totale (ou une « fermeture de la boucle ») est possible relève d'un manque de compréhension de la complexité des cycles de vie des métaux et de la difficulté associée à la valorisation des ressources secondaires. **Si les systèmes productifs peuvent être modifiés afin de réduire les quantités de pertes et de déchets, ils ne peuvent s'affranchir des limites physiques et des principes thermodynamiques précédemment décrits.** En effet, la fermeture d'une boucle matérielle dépend de l'ouverture d'une boucle énergétique ailleurs, en raison de l'inévitable destruction d'exergie. Ignorer ces problématiques intrinsèques empêchent de tendre vers des modèles productifs favorisant une utilisation plus efficace des ressources, ce qui est justement l'objectif affiché de l'« économie circulaire », comme détaillé par (Reuter, et al., 2019, p. 262) en page suivante.

²⁰⁹ Traduction : « *En résumé, il existe encore un potentiel important d'amélioration de la circularité et du recyclage de la plupart des métaux. Cependant, il faut bien comprendre qu'un recyclage "à 100 %" ne sera pas possible. Certaines pertes de métaux seront inévitables, car il existe des limites au recyclage des métaux en raison d'une utilisation dissipative dans certaines applications et de contraintes techniques/thermodynamiques, en particulier dans le cas de mélanges multi-métaux.* »

[Some] prominent global business consulting firms claim that full circularity and industrial and economic utopia can be achieved by simply using "only inputs that can be continuously reused, reprocessed, or renewed for productive use (e.g., renewable energy, biomaterial or fully recycled/recyclable resources)" ([Accenture, 2015], p. 10). **Statements like this demonstrate a lack of understanding of the complexities of bringing EoL goods back into utilization or of recovering secondary resources from them.** The ever-present 2LT [second law of thermodynamics] dictates that continuous reuse, reprocessing, renewal, and lossless recycling cannot be achieved. Losses and residues can be reduced but cannot be eliminated. **The apparent closure of one loop might be at the expense of another; the closure of a material loop relies on the opening of an energy loop elsewhere because of the inevitable destruction of exergy** (i.e., the creation of entropy). While products can be fully manufactured from recycled materials, losses will occur in recovering those manufacturing materials. **The finished product can never be fully recycled as a result of unrecoverable losses.** To ignore this principle would be to hinder impactful innovation – true RE [resource efficiency] can be determined only if losses are considered. **Waste cannot be designed out if its existence is ignored.** [Clift, 2017] rightly states, "It's time to speak up for thermodynamics. The future of our planet depends on it."²¹⁰

²¹⁰ Traduction : « [Certaines] sociétés de conseil de renommée mondiale affirment qu'il est possible de parvenir à une circularité totale et à une utopie industrielle et économique en utilisant simplement "uniquement des intrants qui peuvent être continuellement réutilisés, retraités ou renouvelés pour un usage productif (par exemple, énergie renouvelable, biomatériaux ou ressources entièrement recyclées/recyclables)" ([Accenture, 2015], p. 10). De telles déclarations témoignent d'un manque de compréhension de la complexité de la remise en service des produits en fin de vie ou de la récupération des ressources secondaires qu'ils contiennent. L'omniprésente deuxième loi de la thermodynamique dicte que la réutilisation, le retraitement, le renouvellement et le recyclage sans perte ne sont pas possibles. Les pertes et les résidus peuvent être réduits, mais ne peuvent pas être éliminés. La fermeture apparente d'une boucle peut se faire au détriment d'une autre ; la fermeture d'une boucle matérielle dépend de l'ouverture d'une boucle énergétique ailleurs en raison de l'inévitable destruction d'exergie (c'est-à-dire la création d'entropie). Bien que les produits puissent être entièrement manufacturés à partir de matériaux recyclés, des pertes se produisent lors de la récupération de ces matériaux de manufacture. Le produit fini ne peut jamais être entièrement recyclé en raison des pertes irrécupérables. Ignorer ce principe reviendrait à entraver toute innovation significative – la véritable utilisation efficace des ressources ne peut être établie que si les pertes sont prises en compte. Les déchets ne peuvent pas être éliminés si leur existence est ignorée. [Clift, 2017] déclare à juste titre : "Il est temps de défendre la thermodynamique. L'avenir de notre planète en dépend." »

3.3. Restriction des mesures de gestion des déchets

3.3.1. Hiérarchie des 10R et stratégies associées

Comme introduit précédemment, il est d'usage de parler de « recyclage » pour toute activité afférente à la gestion des déchets. Dans les faits, le recyclage ne correspond qu'à la dernière étape de cette phase (avec l'incinération), d'autres mesures peuvent préalablement être mises en œuvre. Les **mesures de gestion des déchets** représentent ainsi toutes les mesures visant à limiter les impacts environnementaux de la production métallique et à augmenter la « circularité »²¹¹ des filières associées. Elles sont traditionnellement regroupées en **stratégies** (ou « R »), elles-mêmes organisées en **hiérarchies des R** (ou *R-framework* en anglais) (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Potting, et al., 2017 ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Moraga, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022). Celle qui est la plus citée est la **hiérarchie « des 3R »** (réduire, réutiliser, recycler) (Kirchherr, et al., 2017 ; Chen & Zeng, 2022) ; celle qui est la plus détaillée est la **hiérarchie « des 10R »** (refuser, repenser, réduire, réutiliser, réparer, remettre à neuf, refabriquer, reconvertir, recycler, récupérer), proposée par Potting, et al. (2017). Toutes les hiérarchies des R ont pour point commun d'organiser les mesures depuis celles qui présentent l'efficacité la plus élevée (en termes environnementaux et en termes de circularité), vers celles qui présentent l'efficacité la plus faible (King, et al., 2006 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Potting, et al., 2017).

Les hiérarchies, les stratégies et les mesures de gestion ne disposent pas de définitions consensuelles dans la littérature, ce qui conduit à un grand nombre d'approches et de terminologies différentes (Gharfalkar, et al., 2016 ; Moraga, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022). SystExt dresse donc une classification fondée sur les éléments communs à toutes ces approches²¹² (King, 2006 ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Potting, et al., 2017 ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Moraga, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022). Le *Tableau 6, page suivante*, liste ainsi les **stratégies, les principes et les mesures de gestion associés à la hiérarchie des 10R**, et met en parallèle la hiérarchie des 3R. La stratégie R01 « Refuser » regroupe les mesures de gestion les plus efficaces, tandis que la stratégie R10 « Récupérer » regroupe les mesures de gestion les moins efficaces, comme figuré par l'échelle de couleur. La *Figure 61, page d'après*, représente schématiquement les flux associés à ces 10 stratégies par rapport au cycle de vie des métaux.

Les stratégies associées à la **réduction** (R01 à R03) sont mises en œuvre avant la vente du produit, c'est-à-dire lors de la production, de la fabrication et de la manufacture. **L'objectif global est d'éviter et de réduire l'utilisation des produits, des composants, des matériaux ou des substances par tous les moyens possibles** : en abandonnant une fonction, un produit ou un service ; en intensifiant l'usage ; en améliorant la conception des composants et des produits ; etc.

Les stratégies associées à la **réutilisation** (R04 à R08) sont mises en œuvre après la vente du produit, mais avant son recyclage, son incinération ou sa mise en décharge. **L'objectif global est de prolonger la durée de vie des produits ou des composants** : en réemployant directement ou en réparant un produit afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine ; en récupérant des composants pour une fonction différente de celle d'origine ; etc.

²¹¹ Pour rappel, par « **circularité** », la plupart des auteurs étudiés entendent le principe selon lequel les métaux peuvent être réintroduits – partiellement ou totalement – dans le système productif, après un premier cycle de vie.

²¹² SystExt ne prétend pas à l'exhaustivité des principes et mesures de gestion des déchets listés dans le *Tableau 6*. Il s'agit cependant de ceux qui sont les plus cités et discutés dans la littérature.

213	Hiérarchie des 3R	Stratégies de la hiérarchie des 10R	Principes de la stratégie et principales mesures de gestion des déchets ²¹² associées (+)	
Efficacité relative des mesures de gestion des déchets, de la plus efficace (en haut) à la moins efficace (en bas)	RÉDUIRE	Phases concernées :	Production, fabrication et manufacture	
		Échelle :	À l'échelle du système productif ou des filières	
		R01 · Refuser (ou <i>refuse</i>)	Abandonner une fonction, un produit ou un service	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Arrêter de fournir un nouveau service ou de fabriquer un nouveau produit ▪ Diminuer le recours à un service ou l'utilisation d'un produit
		R02 · Repenser (ou <i>rethink</i>)	Intensifier l'usage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réduire la quantité de matériaux ▪ Substituer certains matériaux ou métaux ▪ Allonger la durée de vie des produits ▪ Mettre en place un système produit-service
		R03 · Réduire (ou <i>reduce</i>)	Améliorer la conception des composants et des produits	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réduire les pertes de rendement ▪ Mettre en place une conception visant la simplicité (DfS), une conception visant le désassemblage (DfD) et une conception visant le recyclage (DfR)
		Phases concernées :	Utilisation, gestion des déchets	
		Échelle :	À l'échelle des produits ou des composants	
		R04 · Réutiliser (ou <i>reuse</i>)	Réemployer directement un produit mis au rebut qui est encore en bon état et qui peut toujours remplir sa fonction initiale (sans aucun traitement)	
		R05 · Réparer (ou <i>repair</i>)	Réparer et entretenir un produit défectueux afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine	
	R06 · Remettre à neuf (ou <i>refurbish</i>)	Restaurer un produit ancien et le mettre à jour afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine ²¹⁴		
	R07 · Refabriquer (ou <i>remanufacture</i>)	Récupérer et utiliser les composants d'un produit mis au rebut en valorisant leur fonction d'origine		
	R08 · Reconvertir (ou <i>repurpose</i>)	Récupérer et utiliser un produit ou un composant en fin de vie pour une fonction différente de celle d'origine		
	RÉCYCLER	Phase concernée :	Gestion des déchets	
		Échelle :	À l'échelle des matériaux ou des substances	
	R09 · Recycler (ou <i>recycle</i>)	Traiter des produits ou des composants en fin de vie pour récupérer les matériaux ou les substances contenus		
R10 · Récupérer (ou <i>recover</i>)	Incinérer des produits ou des composants en fin de vie pour récupérer l'énergie contenue			

Tableau 6 : Stratégies, principes et mesures de gestion, associés à la hiérarchie des 10R ; d'après données issues de (King, 2006 ; Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Potting, et al., 2017 ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Moraga, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022)

²¹³ L'échelle de couleur (colonne la plus à gauche du *Tableau 6*) est indicative, elle n'a vocation qu'à rendre compte visuellement de l'efficacité relative des mesures de gestion (en termes environnementaux et en termes de circularité), d'après l'avis des auteurs étudiés par SystExt, en particulier ceux qui sont cités dans le présent § 3.3.

²¹⁴ Cette stratégie peut inclure le reconditionnement, qui consiste à remettre un produit dans un état acceptable (Gharfalkar, et al., 2016).

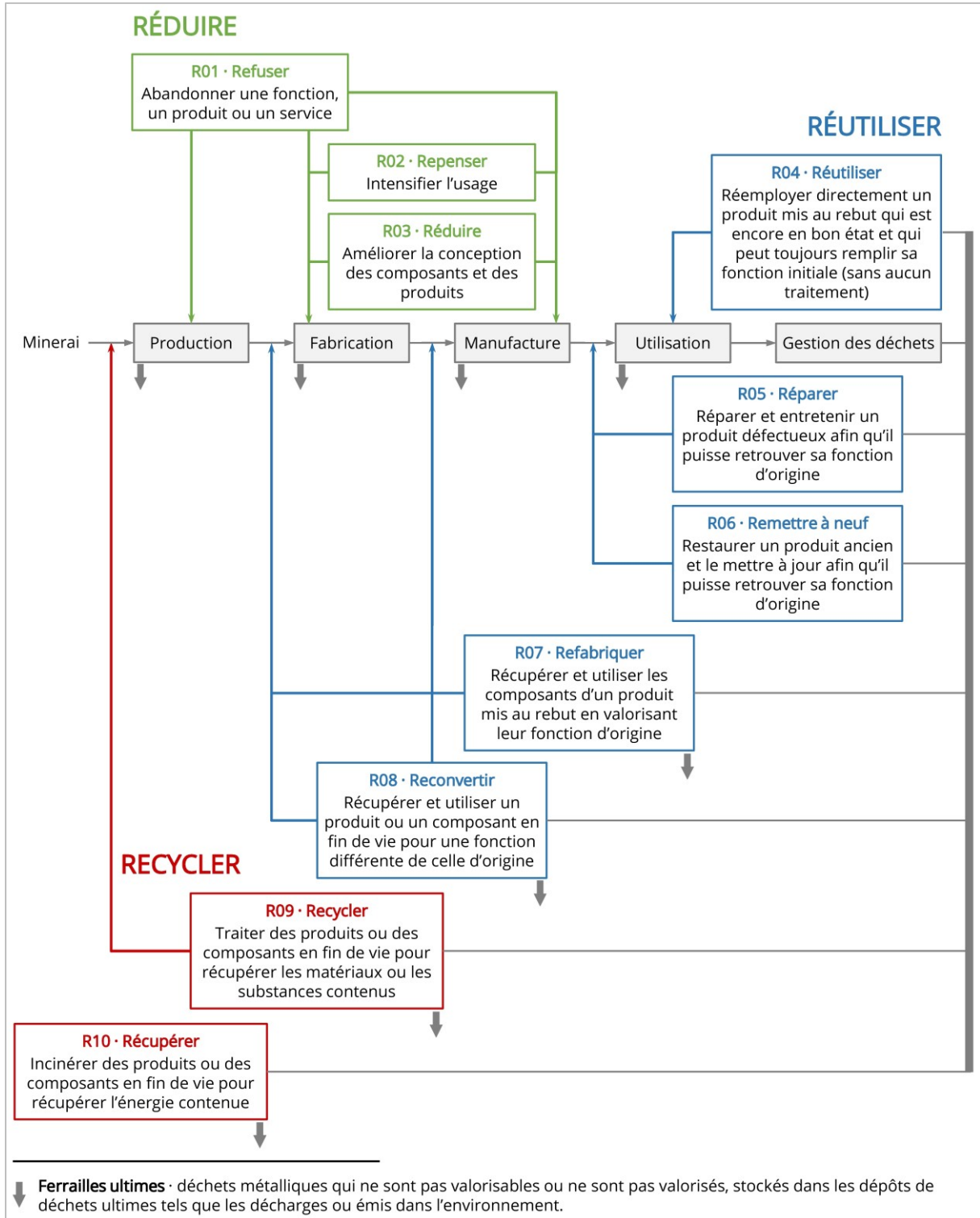


Figure 61 : Représentation schématique des flux associés aux stratégies de la hiérarchie des 10R par rapport au cycle de vie des métaux | Création : SystExt · février 2024 · cc-by-nc-sa 4.0 deed

Les stratégies associées au concept de **recyclage** (R09 et R10) sont mises en œuvre au terme de la phase de gestion des déchets. Pour rappel, **recycler (R09)** consiste à traiter les produits ou les composants en fin de vie pour récupérer les matériaux (voire les substances) contenus, en les réintégrant dans le système productif. Les paragraphes précédents décrivent en détail les techniques de recyclage, ainsi que les limites physiques et thermodynamiques associées. **Récupérer (R10)** (également appelé « valorisation énergétique ») consiste à incinérer les produits ou les composants en fin de vie pour récupérer l'énergie contenue, lorsque le recyclage n'est techniquement ou économiquement pas possible. Dans le cas des ferrailles, l'incinération ne porte pas sur les matériaux métalliques, mais sur les matériaux les accompagnant, tels que les plastiques, les mousses, les textiles, etc.²¹⁵ (Chen & Zeng, 2022). Les résidus et cendres associés – qui contiennent majoritairement des matériaux métalliques, des céramiques ou encore des verres – sont le plus souvent mis en décharge, en particulier lorsque la présence de substances toxiques empêche leur valorisation comme matériaux de construction, par exemple. Il est important de noter que la récupération fait partie intégrante des statistiques du « recyclage » ; il est donc fréquent que la quantité de matériaux « recyclés » intègre tant ceux qui ont été recyclés au sens strict (R09) que ceux qui ont été incinérés (R10).

3.3.2. Réduire

Pour rappel, les stratégies associées à la **réduction** (R01 à R03) sont mises en œuvre avant la vente du produit, c'est-à-dire lors de la production, de la fabrication et de la manufacture. **L'objectif global est d'éviter et de réduire l'utilisation des produits, des composants, des matériaux ou des substances par tous les moyens possibles** : en abandonnant une fonction, un produit ou un service ; en intensifiant l'usage ; en améliorant la conception des composants et des produits ; etc.

R01 - Refuser : Abandonner un service, un produit ou les fonctions d'un produit

Parmi toutes les stratégies de la hiérarchie des 10R, la **R01 « Refuser »** n'est pas approfondie dans les travaux de recherche afférents aux mesures de gestion des déchets²¹⁶. S'agissant de la stratégie qui serait la plus efficace (en termes environnementaux et en termes de circularité), **il est pourtant indispensable que les mesures associées soient déployées**, les décisions individuelles étant insuffisantes, ainsi que souligné par (Allwood, 2014, pp. 452-453) :

Sadly, despite suggestions that those in richer countries may in some senses prefer a simpler life, current evidence of human preferences suggests that **voluntary choice will be insufficient to lead to reduced demand for the services provided by materials**. [...] However, collectively, it seems that we can develop sufficient shared trust in the evidence to agree to regulations that then constrain our individual choices – and that is ultimately the way that we must aim to reduce the impacts of our material production. [...] **Without regulation that leads to a reduction in material output, we are greatly constraining the degree to which we can reduce the harmful impacts that are the cause of our interest in recycling.**²¹⁷

²¹⁵ À titre d'illustration et pour rappel, une partie des résidus qui résultent du broyage conjoint des véhicules hors d'usage (VHU) et des déchets d'équipements électriques (DEEE) est valorisée énergétiquement dans des unités d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) ou par co-combustion dans des cimenteries (Record, 2014).

²¹⁶ Cette question est néanmoins traitée selon une approche systémique dans le cadre des travaux de recherche relatifs à « l'économie circulaire » (comme cela sera détaillé dans le *Chapitre 4*).

²¹⁷ Traduction : « *Malheureusement, même s'il est suggéré que les habitants des pays riches pourraient, d'une certaine manière, préférer une vie plus simple, les données actuelles sur les préférences humaines indiquent que le choix volontaire sera insuffisant pour entraîner une réduction de la demande de services fournis par les matériaux. [...] Cependant, il semble que collectivement, nous puissions faire suffisamment confiance aux preuves pour convenir de réglementations qui limiteront ensuite nos choix individuels – et c'est finalement l'objectif que nous devons atteindre pour réduire les impacts de notre production matérielle. [...] Sans une réglementation conduisant à une réduction de la production de matériaux, nous limitons considérablement le degré de réduction des incidences néfastes qui sont à l'origine de l'intérêt que nous portons au recyclage.* »

R02 · Repenser : Intensifier l'usage

À l'échelle des matériaux, les mesures de gestion prioritairement citées sont : (a) la réduction de la quantité de matériaux ; (b) la substitution des matériaux existants par d'autres matériaux présentant moins d'impacts environnementaux ; (c) l'amélioration des propriétés des matériaux existants ; (d) la dématérialisation du service fourni par le matériau (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Olivetti & Cullen, 2018). Les mesures (a) et (b) sont décrites dans les paragraphes suivants. Les mesures (c) et (d) s'avèrent peu approfondies dans les travaux de recherche afférents aux mesures de gestion des déchets. En effet, leur efficacité (en termes environnementaux et en termes de circularité) reste très incertaine, voire controversée, car elles présentent des limites majeures, telles que la complexité des nouveaux matériaux générés pour la mesure (c), ou encore le développement de l'électronisation pour la mesure (d) (Allwood, et al., 2011 ; Raabe, 2019). À ce dernier titre, (Allwood, et al., 2011, p. 372) rappellent ainsi : « *Enthusiasm for dematerialisation has often focused on the use of digital technologies to provide information services without other media [...]. However, evidence of real dematerialisation is scarce, and [...] the material impact of the newly required electronic equipment can be a greater burden than that of the replaced media.* »²¹⁸

À l'échelle des produits, les mesures de gestion prioritairement approfondies sont : l'allongement de la durée de vie des produits et la mise en place d'un système produit-service (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Tukker, 2015 ; Olivetti & Cullen, 2018).

▪ Réduire la quantité de matériaux

La diminution de la quantité de matériaux correspond à la mesure la plus efficace de la hiérarchie des R, après celles associées à la stratégie R01 « Refuser ». Cette mesure consiste à modifier la conception des produits afin d'utiliser une quantité de matière moindre, tout en conservant les fonctionnalités recherchées (Allwood, et al., 2011 ; Carruth, et al., 2011 ; Allwood & Cullen, 2012 ; Allwood, 2014).

Carruth, et al. (2011) et Allwood & Cullen (2012) ont développé une méthodologie spécifique, qu'ils ont appliquée à cinq études de cas : les poutres universelles en acier utilisées dans la construction, les boîtes de conserve alimentaires, les carrosseries de voitures et les structures de collision, les barres de renforcement pour le béton dans les bâtiments et les infrastructures, ainsi que les oléoducs et gazoducs en eaux profondes²¹⁹. Pour ces cinq usages, les auteurs déterminent qu'en moyenne **30 % de la masse métallique pourraient potentiellement être économisés**²²⁰.

Contrairement aux idées reçues, la diminution de la quantité de matériaux présente plus d'inconvénients que d'avantages du point de vue économique (Allwood & Cullen, 2012 ; Allwood, 2014).

- **Les produits plus légers peuvent être perçus comme étant de moindre qualité** (par exemple, il s'agit d'une préoccupation pour les constructeurs de voitures de luxe interrogés par Allwood & Cullen (2012)).

²¹⁸ Traduction : « *L'enthousiasme pour la dématérialisation s'est souvent concentré sur l'utilisation des technologies numériques pour fournir des services d'information sans autres supports [...]. Toutefois, les preuves d'une réelle dématérialisation sont rares et [...] l'impact matériel de l'équipement électronique nouvellement requis peut représenter une charge plus importante que celle des médias remplacés.* »

²¹⁹ En 2012, ces usages représentaient environ 400 millions de tonnes d'acier et d'aluminium, près de 40 % de la production totale de ces deux substances (Allwood & Cullen, 2012).

²²⁰ Plus précisément, les masses métalliques économisées par usage sont : (1) poutres universelles = 8-21 millions de tonnes (Mt) économisées sur une demande mondiale de 49 Mt, soit une économie potentielle de 15-45 % ; (2) oléoducs et gazoducs = 3-8 Mt économisées sur 25 Mt, soit une économie potentielle de 10-30 % ; (3) carrosseries de voitures et structures de collision = 10-20 Mt économisées sur 48 Mt, soit une économie potentielle de 20-40 % ; (4) barres de renforcement = 51 Mt économisées sur 170 Mt, soit une économie potentielle de 30 % ; (5) boîtes de conserve = 2 Mt économisées sur 8 Mt, soit une économie potentielle de 25 % (Allwood & Cullen, 2012).

- **Les produits sont souvent surspécifiés par rapport aux besoins pour leur utilisation finale, car ils doivent répondre à des exigences supplémentaires lors des étapes précédentes.** Par exemple, la boîte de conserve doit résister à des pressions plus élevées pendant l'appertisation²²¹ que lors de son stockage chez le consommateur, et les oléoducs et gazoducs en eaux profondes subissent des contraintes plus importantes pendant la pose que lors du pompage du pétrole ou du gaz. Il est donc nécessaire que les processus de fabrication et de manufacture soient adaptés²²².
- **Il est généralement moins coûteux d'engager des frais de matériaux supplémentaires pour un composant ou un produit surdimensionné, que d'assumer le risque de défaillance.** Les concepteurs ont ainsi une approche conservatoire, qui, répétée à chaque étape des phases de fabrication et de manufacture, aboutit à des surspécifications très importantes. Pour répondre à cette problématique, [Allwood & Cullen \(2012\)](#) recommandent de mettre en place des normes en matière de conception qui fixent des objectifs à atteindre plutôt que des exigences minimales à respecter.
- **Le modèle d'économie d'échelle favorise la production de composants standardisés, utilisables dans de nombreuses applications, plutôt que celle de composants optimisés pour des applications spécifiques.** Par conséquent, la fabrication de produits à poids minimal peut coûter plus cher que ceux à poids « classique », ce qui implique que les producteurs doivent mettre en place des procédés flexibles de moulage, de formage, etc.
- **Les coûts de main-d'œuvre, en particulier dans les pays dits « développés », peuvent être plus élevés que les coûts des matériaux.** Aussi, pour minimiser les coûts de fabrication et de manufacture, il est d'usage d'augmenter les quantités de matériaux utilisés, ou de ne pas chercher à optimiser ces quantités.

À ce dernier titre, [Allwood \(2014\)](#) mentionne une étude portant sur 24 projets de bâtiments commerciaux à Londres, au Royaume-Uni, qui a montré que les ouvrages finaux utilisaient en moyenne le double de la quantité de matériaux nécessaire pour répondre aux normes de construction européennes (Eurocodes). Les entretiens menés avec les ingénieurs à l'origine de ces choix ont révélé que ces derniers résultaient d'arbitrages purement économiques. En effet, le coût d'une journée de conception équivalait alors approximativement au coût d'une tonne d'acier de construction. Il n'était donc pas rentable de respecter strictement ces codes, étant donné qu'il était possible de minimiser les coûts salariaux, tout en concevant un bâtiment qui dépassait les normes associées ([Allwood, 2014](#)).

▪ Substituer certains matériaux ou métaux

La substitution consiste à remplacer – partiellement ou totalement – des matériaux (ou des métaux) par d'autres matériaux (ou métaux) présentant moins d'impacts environnementaux ([Allwood, et al., 2011](#) ; [Allwood, 2014](#) ; [Olivetti & Cullen, 2018](#) ; [Henckens, 2021](#)). Dans cette optique, [Graedel, et al. \(2015\)](#) définissent la substituabilité comme le degré selon lequel la substitution d'un métal dans ses principaux usages est susceptible d'être performante. Pour évaluer ce paramètre, ils ont ainsi établi une méthodologie²²³ fondée sur l'identification du meilleur substitut potentiel, puis sur l'estimation de sa performance dans le cas d'une utilisation particulière, selon quatre niveaux de performance (exemplaire, bonne, adéquate, pauvre) ([Graedel, et al., 2015](#)).

²²¹ L'**appertisation** est un procédé de stérilisation. Après que les produits alimentaires sont placés dans une boîte de conserve, ils sont chauffés à une température supérieure à 100 °C dans un autoclave, afin de supprimer les micro-organismes, et la plupart des toxines et des enzymes, qui pourraient les rendre impropres à la consommation.

²²² [Allwood & Cullen \(2012\)](#) précisent qu'ils ont identifié des procédés alternatifs pour inclure ces exigences dans leurs cinq études de cas.

²²³ Cette méthodologie repose sur une revue étendue de la littérature relative à la substitution, ainsi que sur des échanges avec des spécialistes des matériaux et des concepteurs de produits ([Graedel, et al., 2015](#)).

Cette méthodologie a ensuite été appliquée aux principaux usages²²⁴ de chaque métal, comme illustré dans le *Tableau 7* portant sur l'exemple du tungstène (W).

Usage	Part de l'usage ²²⁵	Description détaillée de l'usage	Propriétés contributrices du tungstène	Principaux substituts	Performance du substitut
Carbures cémentés	50 %	Outils de coupe et de formage des métaux, matériel d'exploitation minière et de construction	Dureté et résistance à la compression élevées	Nitrure de bore (BN)	Adéquate
Produits semi-finis	15 %	Filaments légers, électrodes et applications de soudage	Point de fusion élevé	Molybdène (Mo)	Bonne
Aciers spéciaux	8,5 %	Acier pour outils et matrices	Résistance aux chocs mécaniques et thermiques	Molybdène (Mo)	Bonne
Superalliages	8,5 %	Composants de moteurs à turbine	Résistance à la corrosion et résistance à haute température	Alliages à base de nickel (Ni) et de molybdène (Mo)	Bonne
Autres	18 %	Plusieurs, notamment les pigments et les contrepoids	Faible pression de vapeur et densité élevée	Divers	Non applicable

Tableau 7 : Principaux usages du tungstène et substituts potentiels ; traduit de (Graedel, et al., 2015, p. 6298)

Ces données ont finalement été corrélées pour définir une **performance globale des substituts pour chaque métal**^{226,227}, qui est échelonnée de 0 à 100 % ; 0 % indiquant qu'il existe des substituts de qualité pour les principaux usages, 100 % indiquant qu'il n'existe aucun substitut pour aucun des principaux usages (Graedel, et al., 2015).

La *Figure 62, page suivante*, représente ainsi la performance globale des substituts pour 60 métaux²²⁸ (Graedel, et al., 2015).

²²⁴ Graedel, et al. (2015) se sont concentrés sur les usages qui représentent au moins 80 % de la consommation totale de l'élément, soit 3 à 5 applications, généralement.

²²⁵ Valeurs pour l'année 2005. Les statistiques afférentes aux aciers spéciaux et aux superalliages étant initialement agrégées, une répartition égale entre les deux usages a été supposée. (Graedel, et al., 2015)

²²⁶ Graedel, et al. (2015) ont tout d'abord déterminé les usages du métal, la part de chaque usage (en %) par rapport à la consommation totale de cet élément (pour l'année 2008, en général), les meilleurs substituts pour chaque usage, ainsi que le niveau de performance du substitut (exemplaire, bonne, adéquate, pauvre). À chacun de ces niveaux, une note (en %) a été attribuée : exemplaire = 12,5 %, bonne = 37,5 %, adéquate = 62,5 %, pauvre = 87,5 %. La part de chaque usage a ensuite été multipliée par le niveau de performance du substitut, ce qui permet d'obtenir une note globale qui est rapportée à 100 % (lorsque les usages considérés ne représentent pas la totalité de la consommation de l'élément). Exemple du tungstène : (a) carbures cémentés : part de l'usage de 50 % et performance du substitut de 62,5 % ; (b) produits semi-finis : part de l'usage de 15 % et performance du substitut de 37,5 % ; (c) aciers spéciaux : part de l'usage de 8,5 % et performance du substitut de 37,5 % ; (d) superalliages : part de l'usage de 8,5 % et performance du substitut de 37,5 %. Note globale (en %) : $50 \times 62,5 + 15 \times 37,5 + 8,5 \times 37,5 + 8,5 \times 37,5 = 43,25$. Les usages (a), (b), (c) et (d) représentent 82 % de la consommation totale de tungstène, la note globale doit donc être rapportée à 100 % = $43,25 \times 100 / 82 = 53$ %.

²²⁷ Cette méthodologie comporte de nombreuses incertitudes, au regard notamment du manque de données sur les usages des métaux ; d'autant plus que ceux-ci évoluent continuellement, à la faveur des innovations technologiques, des contraintes du marché, etc. (Graedel, et al., 2015).

²²⁸ Graedel, et al. (2015) ont également étudié le thorium (Th) et l'uranium (U) mais les résultats associés ne sont pas affichés sur la *Figure 62, page suivante*.

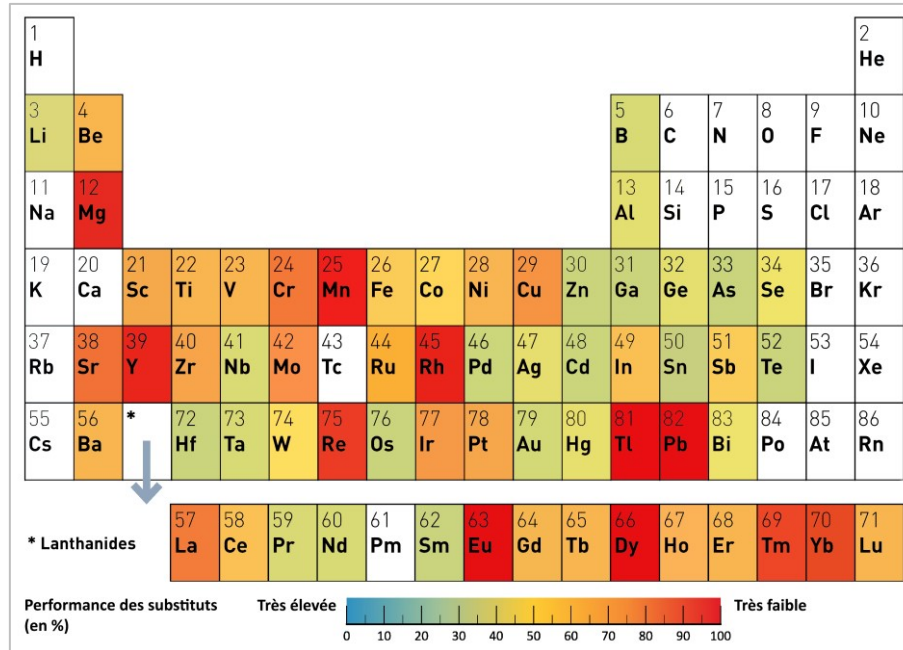


Figure 62 : Performance globale des substituts (en %) pour 60 métaux ; traduit et adapté (échelle de couleur conservée) de (Graedel, et al., 2015, p. 6298)

Pour certains métaux largement utilisés, tels que l'étain (Sn), le zinc (Zn) et l'aluminium (Al), les performances globales des substituts sont moyennes à bonnes (elles s'élèvent respectivement à 36 % – valeur minimales pour les 60 métaux – 38 % et 44 %) (Graedel, et al., 2015). Cependant, **pour la plupart des autres métaux largement utilisés, tels que le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn) et le plomb (Pb), ces performances sont faibles à très faibles** (elles s'élèvent respectivement à 70 %, 76 %, 94 %, 96 % et 100 %) (Graedel, et al., 2015). Cette faible performance concerne également de nombreux métaux de spécialité, comme le thallium (Tl) (100 %), le rhodium (Rh) (96 %), le rhénium (Re) (90 %), le strontium (Sr) (78 %), le molybdène (Mo) (70 %) et plusieurs terres rares (Graedel, et al., 2015). Enfin, **aucun des 60 métaux n'a de substitut aux performances exemplaires pour tous ses principaux usages** (Graedel, et al., 2015).

Ces résultats mettent en évidence que **la substitution présente un potentiel très limité** (Gordon, et al., 2006 ; Allwood, et al., 2011 ; Graedel, 2011a ; Allwood, 2014 ; Graedel, et al., 2015 ; Elshkaki, et al., 2018 ; Henckens, 2021), ainsi que rappelé par (Allwood, 2014, p. 474) : « *Substitution is obviously a warm comfort blanket for economists, but sadly it has much less potential than they realize [...]* »²²⁹ Cette situation s'explique par deux principaux mécanismes.

Le premier mécanisme porte sur les **métaux largement utilisés** – qui représentent la majorité des impacts totaux des filières métalliques, et **pour lesquels aucun substitut n'est suffisamment abondant pour satisfaire la demande associée** (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Graedel, et al., 2015). Ce constat est d'autant plus valable en contexte de croissance élevée (Elshkaki, et al., 2018). Gordon, et al. (2006) illustrent ce mécanisme avec le cas du cuivre : il était attendu que la quantité de cuivre utilisée par habitant diminue grâce à l'augmentation des performances des produits et à la mise en œuvre de certaines substitutions, notamment l'utilisation de l'aluminium dans les lignes à moyenne et à haute tension, le remplacement des fils de cuivre par la fibre optique dans les systèmes téléphoniques, et le recours croissant au plastique dans de nombreuses applications de plomberie.

²²⁹ Traduction : « *La substitution est manifestement une solution réconfortante pour les économistes, mais elle a malheureusement beaucoup moins de potentiel qu'ils ne le pensent [...]* »

Cependant, la réduction induite par ces évolutions a été largement dépassée par l'accroissement des principaux usages du cuivre (tels que l'électrification des bâtiments et des biens de consommation) et par le développement de nouveaux usages (tels que l'électrification des véhicules automobiles ou la climatisation) (Gordon, et al., 2006).

Le second mécanisme porte sur les **métaux dont certaines propriétés physicochimiques sont spécifiquement valorisées dans l'usage**²³⁰, et pour lesquels la substitution est très susceptible de diminuer les performances du produit, d'en augmenter le prix, ou les deux (Allwood, et al., 2011 ; Graedel, 2011a ; Graedel, et al., 2015 ; Henckens, 2021). En effet, comme introduit dans les § 2.2.1 et § 2.2.2, la sophistication de la plupart des produits a désormais atteint un niveau si élevé qu'il devient très difficile, voire impossible, d'identifier un substitut présentant la même efficacité en termes techniques et en termes économiques. De plus, le meilleur substitut est souvent un métal du même groupe ; il présente donc des enjeux environnementaux similaires (Graedel, 2011a ; Graedel, et al., 2015). À titre d'illustration, dans les applications optoélectroniques²³¹, les principaux métaux utilisés – à savoir le gallium (Ga), le tellure (Te), le silicium (Si), le sélénium (Se), le germanium (Ge) et l'indium (In) – se substituent les uns aux autres (hors soufre pour le sélénium), comme illustré sur la Figure 63.

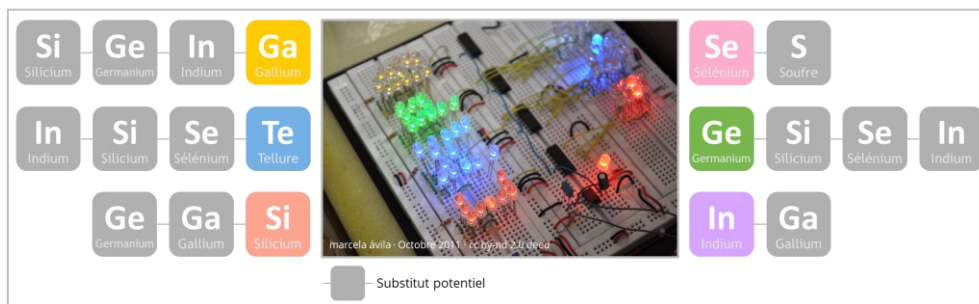


Figure 63 : Substituts potentiels des principaux métaux utilisés en optoélectronique | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Graedel, 2011a, p. 328)

En synthèse, les raisons qui expliquent le potentiel très limité de la substitution sont d'ordres économique et technique ; les enjeux environnementaux et de circularité – qui se trouvent pourtant au cœur de la définition de cette mesure de gestion des déchets – étant relayés au second plan. Dans les faits, depuis plusieurs décennies, les substitutions réalisées ont ainsi eu pour objectifs prioritaires d'améliorer les performances techniques des composants, de réduire les coûts ou de se conformer à des réglementations portant sur certaines substances toxiques (Ciacci, et al., 2015a ; Olivetti & Cullen, 2018 ; Henckens, 2021). Si cette approche a permis de réduire l'utilisation de quelques substances, en particulier le plomb et le mercure, elle n'est cependant pas parvenue à réduire significativement les risques associés aux substances dangereuses (Ogunseitan, et al., 2009 ; Ciacci, et al., 2015a ; Chen, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017)²³². Elle n'a pas non plus permis de diminuer les pertes par dissipation, en les transférant d'un élément à un autre (Ciacci, et al., 2015a). C'est ce qui s'est produit lorsque les pigments à base d'oxyde de zinc ont été largement remplacés par ceux à base de dioxyde de titane²³³.

²³⁰ Il s'agit le plus souvent de métaux de spécialité et de métaux précieux.

²³¹ L'**optoélectronique** est un domaine d'étude et de conception associant l'électronique et l'optique. Elle concerne les composants électroniques qui émettent de la lumière ou interagissent avec elle, tels que les cellules photoélectriques, les diodes électroluminescentes (LED), les diodes laser, etc.

²³² Cette question est détaillée dans la section « Gestion des substances dangereuses » du § 2.3.2.

²³³ Pour rappel, les pertes par dissipation du titane (Ti) représentent 88 % de sa consommation totale du fait de son utilisation sous forme d'oxydes de titane, afin de fournir les pigments blancs pour la peinture, le plastique et le papier (Ciacci, et al., 2015a ; Ciacci, et al., 2015b).

Ces derniers constats mettent en exergue l'**insuffisance des démarches de substitution menées jusqu'alors pour répondre aux objectifs de diminution des impacts environnementaux des matériaux et d'augmentation de la circularité**, ce qui conduit Ciacci, et al. (2015a) à recommander l'adoption d'une approche plus systémique : « *A more comprehensive approach would be to adopt a systems perspective by concentrating on the desirable services that a product provides to the user: i.e., by shifting the attention from materials to products or, better yet, to the function provided.* »²³⁴

▪ Allonger la durée de vie des produits

Pour rappel, la durée de vie d'un produit est gouvernée par son obsolescence qui se définit comme l'usure d'un appareil technique. Elle est la combinaison de trois obsolescences, dont l'**obsolescence physique** (ou qualitative)²³⁵, causée par la fatigue matérielle ou la défaillance d'un composant ou d'un matériau (Packard, 1961 ; Aladeojebi, 2013 ; Hennies & Stamminger, 2016). Un métal (ou un matériau métallique) peut, en effet, être soumis à quatre principaux phénomènes : la **fatigue**, l'**usure**, le **fluage**²³⁶ et la **corrosion**. Pour chacun d'entre eux, des actions préventives peuvent néanmoins être mises en œuvre (Allwood, et al., 2011 ; Raabe, et al., 2019) : (1) pour la fatigue : inspection des matériaux et des composants pour détecter les fissures avant la manufacture et au moment de la mise en service, reconception pour modifier les cycles de contrainte²³⁷ ; (2) pour l'usure : durcissement et polissage des surfaces, conception en vue de réduire les pressions de contact ; (3) pour le fluage : réduction des fissures et des joints entre les grains dans les composants vulnérables ; (4) pour la corrosion : mise en place d'une couche de protection (ex : galvanisation²³⁸) ou d'un revêtement à la surface des matériaux vulnérables. Ce dernier phénomène est de loin celui qui affecte le plus sévèrement l'intégrité des matériaux métalliques (Raabe, et al., 2019).

Le fait que ces phénomènes et ces actions préventives soient précisément connus et très documentés ne se traduit cependant pas par une augmentation de la durée de vie des produits. Au contraire, celle-ci diminue continuellement depuis environ cinq décennies et ce phénomène s'est drastiquement accéléré à partir des années 2000 (Allwood, et al., 2011 ; Araújo, et al., 2012 ; Bakker, et al., 2014 ; Chen, et al., 2016 ; Hennies & Stamminger, 2016). L'un des principaux moteurs de cette tendance est la subordination de l'obsolescence physique à l'**obsolescence programmée** qui consiste à réduire intentionnellement la durée de vie des produits²³⁹ (Aladeojebi, 2013 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Hennies & Stamminger, 2016). Ce constat conduit Olivetti & Cullen (2018) à recommander que **l'allongement de la durée de vie des produits s'accompagne d'une lutte contre l'obsolescence programmée**.

²³⁴ Traduction : « *Une approche plus complète consisterait à adopter une perspective systémique en se concentrant sur les services souhaitables qu'un produit fournit à l'utilisateur : c'est-à-dire en déplaçant l'attention des matériaux vers les produits ou, mieux encore, vers la fonction fournie.* »

²³⁵ Pour rappel, l'obsolescence repose également sur : (1) l'obsolescence fonctionnelle (ou technologique), induite par les innovations et les nouvelles fonctionnalités mises à disposition ; (2) l'obsolescence psychologique, par laquelle le produit est remplacé sous l'impulsion des tendances sociétales et des modes de vie.

²³⁶ Le **fluage** est un phénomène de déformation irréversible et différé (non instantané) d'un métal ou d'un matériau soumis à des pressions fortes et constantes.

²³⁷ Dans le domaine de la fatigue matérielle, le mécanisme de rupture présente schématiquement trois stades : (1) la germination des fissures ; (2) la progression des fissures qui peut se faire à chaque **cycle de contrainte** ; (3) la rupture brutale qui est déterminée par l'amplitude de contrainte et le nombre de cycles de contrainte.

²³⁸ Voir le détail de l'utilisation du zinc pour la protection galvanique des aciers, qui constitue des usages dispersifs importants, en § 3.2.1.

²³⁹ Pour rappel, l'obsolescence programmée repose sur trois mécanismes (Aladeojebi, 2013) : (1) les produits ne sont utilisables que pendant une période limitée ; (2) les produits sont conçus pour être difficiles à réparer (le prix élevé de la réparation décourageant, de plus, les consommateurs et les incitant à privilégier le remplacement) ; (3) les produits sont conçus pour s'user et se détériorer rapidement. Cette question est décrite et discutée dans la section « Enjeux économiques : accumulation et renouvellement des produits et diminution des coûts » du § 2.2.1.

Par ailleurs, la plupart des produits consistent en une combinaison de sous-ensembles et de composants, selon un agencement en « pelure d'oignon » (Allwood, 2014). **L'allongement de la durée de vie du produit repose donc, tout d'abord, sur l'augmentation de celle du composant « structurel »**, celui qui porte la fonctionnalité principale du produit (le moteur d'un mixeur, par exemple). Il est rare que tous les sous-ensembles s'usent ou tombent en panne en même temps. L'allongement de la durée de vie repose donc également sur le fait que les **sous-ensembles** puissent être **facilement séparés et remplacés sélectivement**, afin d'exploiter le composant structurel le plus longtemps possible (Sundin & Bras, 2005 ; Allwood, 2014).

Ces deux derniers types de mesures se heurtent néanmoins à l'**électronisation croissante de la plupart des produits**, avec, en particulier, une augmentation du nombre de moteurs électriques et de processeurs informatiques (ou *computer processing units* [CPU] en anglais) contenus (Babu, et al., 2007 ; Allwood, 2014). Par exemple, le nombre moyen d'unités de contrôle électroniques dans les voitures Volkswagen est passé d'environ 10, en 1999, à plus de 40, en 2005 (Allwood, 2014). Selon le constructeur automobile, ce nombre s'élève désormais à 90 dans le SUV électrique *Skoda Enya*, modèle qui est d'ailleurs doté de près de 8 000 composants électroniques intégrés²⁴⁰. Or, les composants électroniques présentent le triple inconvénient (Babu, et al., 2007 ; Allwood, 2014 ; Zeng, et al., 2017) : (1) de gouverner le fonctionnement d'autres composants, qui peuvent donc cesser de fonctionner alors qu'ils sont toujours « mécaniquement » fonctionnels ; (2) d'être finement imbriqués avec les autres composants, ce qui réduit les possibilités de séparation et de remplacement sélectif ; (3) de présenter une durée de vie courte. Ces tendances font craindre une **accélération de la diminution de la durée de vie des produits**, ainsi que souligné par (Allwood, 2014, p. 456) : « *This is a particular concern for car manufacturing, where the use of electronics is rapidly expanding and becoming more and more integrated through the whole car, as well as for "active" buildings, with sensors or small actuators built into structural components. Design for long life requires that the different layers of the onion skin model for the product can easily be separated and replaced in order to exploit the structural core for as long as possible. Without such design being integrated into the next generation of cars, we will see car lifetimes dropping from around 15 years at present to nearer to 5 years.* »²⁴¹

Bakker, et al. (2014) ont comparé les impacts environnementaux²⁴² des réfrigérateurs et des ordinateurs portables à leur efficacité énergétique croissante au fil du temps (de 1980 à 2010 pour les premiers, et de 1990 à 2010 pour les seconds). Si la consommation d'énergie de ces produits a ainsi considérablement diminué au fil du temps, il en est de même pour leur durée de vie (Bakker, et al., 2014). **Ces auteurs mettent en évidence que l'effet global est négatif, car le remplacement de ces produits intervient alors que les impacts environnementaux de la production n'ont pas été entièrement compensés par l'amélioration de l'efficacité énergétique des modèles plus récents** (Bakker, et al., 2014). Ils concluent que **l'allongement de la durée de vie des produits est la stratégie à privilégier dans les deux cas** : les réfrigérateurs devraient être utilisés pendant 20 ans au lieu de 14, et les ordinateurs portables pendant au moins 7 ans au lieu de 4 (Bakker, et al., 2014).

²⁴⁰ Volkswagen Group. (24/08/2023). Communiqué de presse – Volkswagen Group réorganise son processus d'achat de semi-conducteurs. [Lien](#).

²⁴¹ Traduction : « C'est une préoccupation particulière pour la construction automobile, où l'utilisation de l'électronique se développe rapidement et devient de plus en plus intégrée à l'ensemble de la voiture, ainsi que pour les bâtiments "actifs", avec des capteurs ou de petits actionneurs intégrés dans les éléments structurels. La conception pour une longue durée de vie exige que les différentes couches du modèle en pelure d'oignon du produit puissent être facilement séparées et remplacées afin d'exploiter le noyau structurel le plus longtemps possible. Si cette conception n'est pas intégrée dans la prochaine génération de voitures, nous verrons la durée de vie des voitures passer d'environ 15 ans à l'heure actuelle à près de 5 ans. »

²⁴² Les auteurs se sont appuyés sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV) (Bakker, et al., 2014).

En lien avec les dynamiques commerciales associées à l'obsolescence programmée et l'électronisation croissante, ils concluent néanmoins à la difficulté économique d'allonger la durée de vie des appareils tels que les ordinateurs portables (Bakker, et al., 2014, p. 14) : « *Making a fridge last for 20 years is not too great a challenge, but making a laptop last for 7 years or more is currently regarded as economical suicide, which is why for laptops, recycling and remanufacturing are more likely strategies than longer product life.* »²⁴³

▪ Mettre en place un système produit-service (PSS)

Un système produit-service (PSS) (ou *product-service systems* en anglais) se définit comme un ensemble de produits matériels et de services immatériels conçus et combinés de manière à pouvoir répondre conjointement aux besoins finaux des usagers (Tukker, 2015 ; Henriques, et al., 2023). Dans ce type de système, **l'accent est généralement mis sur la fonction ou le service fourni par le produit, plutôt que sur le produit en tant que tel** (Tukker, 2015 ; Korhonen, et al., 2018a). Les systèmes produit-service sont ainsi rattachés aux concepts « d'économie de la fonctionnalité » ou « d'économie partagée », pour lesquels il s'agit de tirer profit de la vente de l'usage plutôt que de la vente du bien (Grosse, 2010 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Korhonen, et al., 2018a).

La plupart des approches dans la littérature distinguent trois catégories de système produit-service (Tukker, 2015) :

- catégorie des **services axés sur les produits**, pour laquelle le modèle d'entreprise reste principalement centré sur la vente de produits, tout en ajoutant des services supplémentaires tels que des assurances, de la maintenance, du conseil, etc. ;
- catégorie des **services axés sur l'utilisation**, pour laquelle le modèle d'entreprise repose sur la mise à disposition du produit, selon trois cas possibles : (a) le *leasing*, portant sur une utilisation du produit par un seul usager ; (b) la location ou le partage, portant sur une utilisation séquentielle du produit par différents usagers (ex : agence de location de voitures ou de location de matériel) ; (c) la mise en commun, portant sur une utilisation simultanée du produit par différents usagers (ex : covoiturage) ;
- catégorie des **services axés sur les résultats**, pour laquelle le modèle d'entreprise consiste à convenir avec le client d'un résultat (quels que soient les produits employés à cette fin), selon trois cas possibles : (a) gestion d'activité et externalisation (ex : services de restauration) ; (b) paiement par unité de service (ex : paiement par copie effectuée chez un imprimeur) ; (c) résultat fonctionnel (ex : expertise).

Les deux premières catégories ne sont pas, par définition, plus efficaces (en termes environnementaux et en termes de circularité) que les modèles basés sur la vente de produits (Tukker, 2015), **surtout s'ils ne viennent pas en remplacement mais en complément de ces derniers**. En effet, les services axés sur les produits ne diffèrent pas fondamentalement des modèles basés sur la vente de produits, et les services axés sur l'utilisation peuvent nécessiter d'importantes quantités de produits (Tukker, 2015 ; Ljunggren Söderman & André, 2019), en particulier en contexte de forte demande (Rammelt & Crisp, 2014) (cas de flottes considérables de voitures disponibles à la location, afin de disposer d'une offre plurielle et instantanée, par exemple).

²⁴³ Traduction : « *Faire durer un réfrigérateur pendant 20 ans n'est pas un grand défi, mais faire durer un ordinateur portable pendant 7 ans ou plus est actuellement considéré comme un suicide économique, ce qui explique pourquoi, pour les ordinateurs portables, le recyclage et la refabrication sont des stratégies plus probables que l'allongement de la durée de vie du produit.* »

À l'inverse, la dernière catégorie – services axés sur les résultats – représente la mesure de gestion la plus efficace, étant donné que l'activité se concentre sur le résultat à atteindre, comme souligné par (Tukker, 2015, p. 81) : « [...] this type of PSS is the most promising in terms of facilitating a shift to a circular and resource-efficient economy, since the profit center is now the result delivered rather than the product sold. **All material products and consumables used to deliver the result now become cost factors, creating an incentive to minimize their use.** »²⁴⁴

Les systèmes produit-service (PSS) restent sous-représentés dans les modèles économiques en vigueur dans les pays dits « développés » et relativement peu abordés dans la littérature afférente à la gestion des déchets (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Henriques, et al., 2023). Les travaux de recherche portant sur les PSS se concentrent ainsi sur l'intérêt de ces systèmes pour les entreprises et non pour les consommateurs (Allwood, 2014, p. 453) : « **One of the ambitions of the research groups examining "product service systems" has been to identify the conditions under which companies might benefit from selling the service of using a product rather than selling the product itself. However, no clear strategy to persuade customers to prefer this option has yet emerged.** »²⁴⁵ Ceci s'explique notamment par la prépondérance – tant socio-économiquement que culturellement parlant – du modèle de production discrète²⁴⁶ qui facilite l'accès des consommateurs à la propriété et le renouvellement continu par des produits « à la mode », et qui ne peut pas être concurrencé par les PSS (Allwood, 2014 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Tukker, 2015).

Au-delà de ces contraintes, les PSS représentent l'une des mesures les plus efficaces pour réduire la demande en matériaux et en métaux, et pour limiter les impacts environnementaux (Allwood, 2014 ; Tukker, 2015 ; Korhonen, et al., 2018a ; Henriques, et al., 2023), comme le rappelle (Tukker, 2015, p. 76) :

Sustainability researchers argued that if one were to focus on final user needs or the service a user wants, rather than the product, it would become much easier to design need-fulfillment systems with radically lower impacts.²⁴⁷

²⁴⁴ Traduction : « [...] ce type de PSS est le plus prometteur pour faciliter le passage à une économie circulaire et économe en ressources, puisque le profit est désormais centré sur le résultat fourni plutôt que sur le produit vendu. Tous les produits matériels et consommables utilisés pour fournir le résultat deviennent désormais des facteurs de coût, ce qui incite à minimiser leur utilisation. »

²⁴⁵ Traduction : « L'une des ambitions des groupes de recherche qui étudient les "systèmes de produits-services" a été d'identifier les conditions dans lesquelles les entreprises pourraient tirer profit de la vente du service d'utilisation d'un produit plutôt que de la vente du produit lui-même. Cependant, aucune stratégie claire visant à persuader les consommateurs de préférer cette option n'a encore vu le jour. »

²⁴⁶ Voir section « Enjeux économiques : accumulation et renouvellement des produits et diminution des coûts » du § 2.2.1.

²⁴⁷ Traduction : « Les chercheurs en développement durable ont affirmé que si l'on se concentrait sur les besoins finaux de l'utilisateur ou sur le service qu'il souhaite, plutôt que sur le produit, il deviendrait beaucoup plus facile de concevoir des systèmes répondant aux besoins et ayant des impacts radicalement plus faibles. »

R03 · Réduire : Améliorer la conception des composants et des produits

En principe, les mesures de gestion incluses dans cette stratégie ont pour objectif : (1) de **réduire les impacts environnementaux associés aux phases de fabrication et de manufacture** (en termes de consommation d'énergie, d'utilisation de matériaux et de génération de déchets) ; (2) de **mettre en place des méthodes de conception qui limitent les impacts environnementaux associés aux produits et favorisent leur circularité** (Li, et al., 2015 ; Chen & Zeng, 2022). Cette stratégie fait référence au concept « d'écoconception » (ou *eco-design* ou *design for the environment* en anglais), un concept « parapluie », qui ne dispose pas de définition consensuelle dans le monde académique ni dans les sphères industrielle et institutionnelle (Luttrupp & Lagerstedt, 2006 ; Knight & Jenkins, 2009 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Li, et al., 2015). La diversité des approches portant sur ce concept nuit d'ailleurs à l'identification des mesures les plus efficaces et à leur adoption, comme souligné par (Knight & Jenkins, 2009, p. 557) : « *As for general adoption across industry, it is the authors' view that the range of approaches described in the literature serves to add to the challenge, rather than help meet it. [...] with so many other aspects already to be considered during a design project such diversity only adds to the workload of adoption.* »²⁴⁸

Les mesures de gestion prioritairement approfondies sont : la réduction des pertes de rendement, la conception visant la simplicité (DfS), la conception visant le désassemblage (DfD) et la conception visant le recyclage (DfR). Ces trois dernières mesures font l'objet de définitions et de descriptions particulièrement variées, et qui se recoupent souvent. SystExt dresse donc ci-après une synthèse fondée sur les éléments communs à toutes les approches étudiées.

▪ Réduire les pertes de rendement

Comme introduit précédemment dans la section relative à la réduction des quantités de matériaux dans les produits, le modèle d'économie d'échelle favorise la production de composants intermédiaires standardisés utilisables dans de nombreuses applications (Allwood, 2014). Ils disposent de géométries « moyennes », de sorte que leur transformation en composants finaux crée de grandes quantités de déchets métalliques, essentiellement des nouvelles ferrailles^{249,250} (Allwood, et al., 2011 ; Milford, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019). Ces « **pertes de rendement** » (ou *yield losses* en anglais) concernent tout particulièrement les produits qui résultent de nombreuses étapes de transformation, comme dans les secteurs automobile ou aéronautique (Allwood, 2014, pp. 457-458) :

Scrap is the automatic consequence of the economies of scale in material production. [...] The car industry is extremely good at it and confidently scraps about 30% of what it purchases, but the real experts at scrap generation are the aerospace industry. Typically, the manufacture of an airplane involves the conversion of 90-95% of all purchased materials into scrap, with the airplane left over as a minor byproduct. That's efficiency!²⁵¹

²⁴⁸ Traduction : « *En ce qui concerne l'adoption générale dans l'industrie, les auteurs sont d'avis que l'éventail des approches décrites dans la littérature ne fait qu'ajouter au défi plutôt qu'aider à le relever. [...] compte tenu des nombreux autres aspects à prendre en considération lors d'un projet de conception, une telle diversité ne fait qu'alourdir la charge de travail liée à son adoption.* »

²⁴⁹ Pour rappel, les **nouvelles ferrailles** correspondent aux déchets métalliques issus des phases de fabrication ou de manufacture rejoignant le marché des ferrailles puis rachetés pour être réintégrés dans l'un de ces deux processus ou dans la phase de production.

²⁵⁰ À ce sujet, voir également les limites associées aux taux d'incorporation de recyclés (RC) dans le § 3.1.1.

²⁵¹ Traduction : « *Le déchet est la conséquence automatique des économies d'échelle dans la production de matériaux. [...] L'industrie automobile est extrêmement douée dans ce domaine et met au rebut avec assurance environ 30 % de ce qu'elle achète, mais les véritables experts en matière de production de déchets sont les entreprises de l'industrie aéronautique. En règle générale, la fabrication d'un avion implique la conversion de 90 à 95 % de tous les matériaux achetés en déchets, l'avion restant un sous-produit mineur. Ça, c'est de l'efficacité !* »

Ces pertes interviennent lors du traitement des composants intermédiaires par rognage, scalpage, usinage, etc., mais peuvent également être dues à des problèmes de qualité, à des exigences de pureté élevées, à des commandes excessives visant à minimiser le risque de pénurie sur les sites de fabrication et de manufacture²⁵², etc. (Allwood, et al., 2011 ; Milford, et al., 2011). De plus, comme introduit précédemment dans la section relative à la réduction des quantités de matériaux dans les produits, les coûts de main-d'œuvre excèdent souvent les coûts de matériaux dans les pays dits « développés », ce qui n'incite pas à réduire les pertes de rendement (Allwood, et al., 2011).

La Figure 64 illustre les pertes de rendement pour deux composants en aluminium²⁵³ : la canette de boisson, pour laquelle la masse d'aluminium contenue représente 55 % de la masse d'aluminium initialement coulée et le panneau de revêtement d'aile d'avion, pour lequel ce rapport s'élève à 6 % (Milford, et al., 2011).

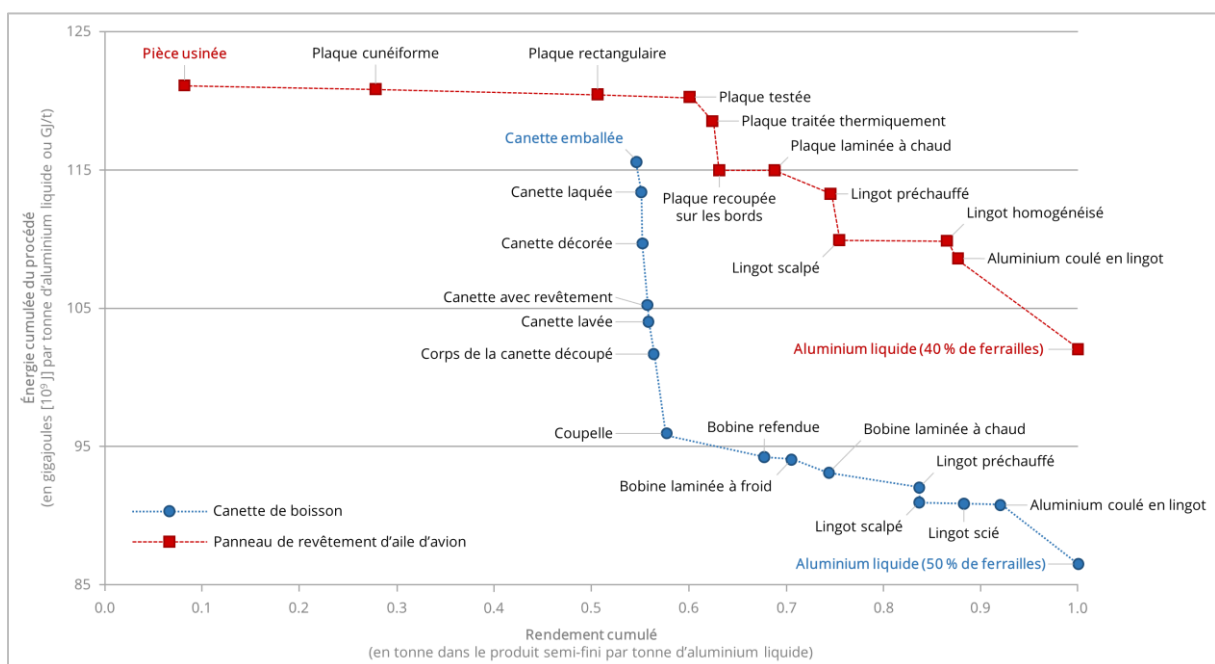


Figure 64 : Pertes de rendement associées à la fabrication d'une canette de boisson et d'un panneau de revêtement d'aile d'avion ; traduit et modifié (mise en forme et simplification des champs affichés) de (Milford, et al., 2011, p. 1190)

Au total, les pertes de rendement représentent des quantités très importantes de matériaux. Ainsi, environ 25 % de tout l'acier produit dans le monde chaque année est converti en nouvelles ferrailles, ce chiffre s'élevant à 40-50 % pour l'aluminium (Milford, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019).

²⁵² À titre d'illustration, dans le secteur de la construction, les commandes excessives visant à minimiser le risque de pénurie peuvent représenter jusqu'à 25 % des besoins réels (Allwood, et al., 2011).

²⁵³ Sur la Figure 64, le rendement cumulé (axe des abscisses) décrit la proportion de métal liquide initial qui continue à suivre la chaîne de valeur après chaque processus, en supposant que la chaîne de valeur a démarré avec 1 tonne de métal liquide. L'énergie cumulée du procédé (axe des ordonnées) décrit l'énergie absolue utilisée pour la masse de métal qui suit la chaîne de valeur. Étant donné que l'énergie requise pour produire le métal liquide est beaucoup plus importante que l'énergie utilisée dans la phase de fabrication, l'axe des ordonnées ne commence pas à 0 GJ/t, afin que ces processus puissent être clairement illustrés. L'aluminium liquide utilisé pour le panneau de revêtement d'aile d'avion a été produit à partir de 40 % de ferrailles (le reste étant de l'aluminium primaire) et présente une énergie intrinsèque d'un peu plus de 100 GJ/t d'aluminium liquide. L'aluminium liquide utilisé pour la canette de boisson a été produit à partir de 50 % de ferrailles et présente une énergie intrinsèque de 86 GJ/t d'aluminium liquide. (Milford, et al., 2011)

Les économies d'énergie qui pourraient être faites si les pertes de rendement étaient supprimées sont estimées à environ 15 % pour l'acier et environ 5 % pour l'aluminium (Milford, et al., 2011 ; Raabe, et al., 2019). Selon Milford, et al. (2011), ces économies représentent 16 % et 7 % des émissions totales de CO₂ dans les filières de l'acier et de l'aluminium, respectivement. Cette réduction d'émissions correspond approximativement à celle qui pourrait être obtenue si toutes les meilleures technologies disponibles en matière d'efficacité énergétique pour ces deux filières étaient mises en œuvre à l'échelle internationale (Milford, et al., 2011).

Pour réduire les pertes de rendement, une première approche consiste à mettre en place des **méthodes de fabrication permettant de créer des composants intermédiaires proches de leur forme finale**, et nécessitant donc moins d'usinage (Raabe, et al., 2019). Ceci requiert néanmoins une collaboration entre les concepteurs de produits et les concepteurs de procédés de fabrication, tout au long de la chaîne de valeur. Une deuxième approche consiste à établir de nouveaux procédés de fabrication, permettant de limiter la quantité de nouvelles ferrailles générées (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014). En dernier ressort, l'optimisation des filières de collecte des nouvelles ferrailles permet de limiter les mélanges avec d'autres flux de ferrailles, et donc les risques de décyclage associés (Allwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019).

▪ Mettre en place une conception visant la simplicité (DfS)

La **conception visant la simplicité (DfS)** (ou *design for simplicity* en anglais) consiste à simplifier la composition des produits afin de réduire l'utilisation de matériaux et de faciliter la mise en œuvre des mesures de gestion subséquentes (réutilisation, recyclage). Elle s'appuie principalement sur quatre règles : (a) limiter les variantes d'un produit ou d'un composant par la standardisation ; (b) limiter le nombre de composants dans un produit ; (c) limiter le nombre de matériaux et d'éléments contenus dans les composants et dans le produit ; (d) éliminer les substances dangereuses et toxiques.

Les **tendances économiques et technologiques** et leurs **implications en termes de complexification des produits** décrites en § 2.2.1 et § 2.2.2²⁵⁴ **font actuellement obstacle à toute DfS**. Cependant, l'instauration de ce type de conception doit être une priorité, comme indiqué par (Graedel, 2011a, p. 330) : « *The functional and aesthetic demands of design sometimes make it difficult to limit materials diversity or complexity too greatly, but materials minimization should be a central goal of every product design process.* »²⁵⁵ Cette recommandation s'applique tant au nombre de matériaux qu'au nombre d'éléments contenus (Bogue, 2007 ; Graedel, 2011a ; Greenfield & Graedel, 2013 ; Allwood, 2014 ; King, 2019 ; Graedel, et al., 2022), comme synthétisé par (King A. H., 2019, p. 409) :

As we continue to add more elements and more specialized materials into our devices, however, we increase supply-chain vulnerability and the cost of managing it, we reduce our ability to recycle materials, and we multiply the risks to the environment. [...] Materials science should never abandon the search for the best possible materials, but materials engineers also need to consider whether the "best possible material" might be the one that embodies the least complexity, if all other requirements are met. This can be addressed through the numbers of materials in our devices, and also through the numbers of elements in each of our materials [...].²⁵⁶

²⁵⁴ Pour rappel, les tendances concernées sont : l'accumulation des produits, les renouvellements rapides permis par des relais technologiques réguliers, les durées de vie réduites du fait d'obsolescences programmée et fonctionnelle élevées, la multiplication des fonctionnalités et l'augmentation des performances. Les implications en termes de complexification des produits concernées sont : l'association de nombreux composants et matériaux, la sollicitation de plusieurs dizaines de substances, les alliages de plus en plus sophistiqués, et les dopages.

²⁵⁵ Traduction : « *Les exigences fonctionnelles et esthétiques de la conception font qu'il est parfois difficile de limiter trop fortement la diversité ou la complexité des matériaux, mais la minimisation des matériaux devrait être un objectif central de tout processus de conception d'un produit.* »

Les performances actuelles des matériaux sont obtenues en sollicitant un nombre croissant d'éléments, et, en particulier, des métaux précieux et des métaux de spécialité qui sont problématiques à de nombreux titres : disponibilité géologique contrainte, complexité des filières d'approvisionnement, impacts environnementaux associés à la production, pertes (de matériau, par dissipation, de propriété) associées à toutes les phases du cycle de vie, récupération dans les objets en fin de vie minime à nulle, performances globales des substituts faibles, etc. **Pour limiter le nombre de matériaux et d'éléments, une méthode consiste donc à abandonner l'usage de ces métaux et à privilégier l'usage de métaux ferreux et non ferreux**, dont les combinaisons, contrairement aux idées reçues, présentent de très bonnes propriétés matérielles et permettent de couvrir un panel varié de fonctionnalités (Gordon, et al., 2006 ; Greenfield & Graedel, 2013 ; Raabe, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022). De façon générale, les substances qui doivent prioritairement être abandonnées sont les **substances dangereuses et toxiques** (Bogue, 2007 ; Ogunseitán, et al., 2009 ; Graedel, 2011a)²⁵⁷.

Ces enjeux s'appliquent tout particulièrement aux alliages, dont la diversité et la complexité ne cessent de croître, et pour lesquels il est recommandé de développer des **alliages transversaux** (ou *crossover alloys* en anglais) (Gaustad, et al., 2010 ; Graedel, 2011a ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022). Il s'agit ainsi de remplacer le très grand nombre d'alliages existants par un plus petit nombre qui remplit les principales fonctions souhaitées (Gaustad, et al., 2010 ; Graedel, 2011a ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022). Raabe, et al. (2022) précisent que ce concept inclut également ceux :

- des **alliages uniques** (ou *uni-alloys* en anglais), qui ont pour caractéristique de pouvoir être le seul matériau constitutif d'un composant ou d'un produit (ex : un seul alliage utilisé dans les canettes de boisson ; le corps et le couvercle étant actuellement composés de deux alliages d'aluminium, 3004 et 5182, respectivement) ;
- des **alliages polyvalents** (ou *multi-purpose alloys* en anglais), qui ont pour caractéristique de pouvoir être utilisés dans plusieurs composants ou produits.

En complément, il est également possible de créer des alliages comportant un nombre restreint d'éléments, mais dont les propriétés sont réglées par l'ajustement de la microstructure (Raabe, et al., 2019), sous réserve que ces ajustements ne réduisent pas leur recyclabilité. Les meilleurs exemples sont les aciers, qui disposent de centaines de variantes avec des microstructures et des propriétés différentes, mais toutes basées essentiellement sur le système fer-carbone-manganèse-silicium (Fe-C-Mn-Si) (Raabe, et al., 2019).

Il est important de noter que toutes **ces recommandations portent sur une réduction qualitative** (diminution du nombre d'éléments ou de matériaux contenus, voire suppression de certaines substances) et **non sur une réduction quantitative**. En effet, diminuer la quantité par unité de composant ou par unité de produit n'est que très peu efficace (en termes environnementaux et en termes de circularité) et peut même s'avérer contre-productif, puisque cela contribue à augmenter les pertes par dissipation et les pertes de propriété (Ciacci, et al., 2015a).

²⁵⁶ Traduction : « *Cependant, à mesure que nous continuons à ajouter des éléments et des matériaux plus spécialisés dans nos appareils, nous augmentons la vulnérabilité de la chaîne d'approvisionnement et le coût de sa gestion, nous réduisons notre capacité à recycler les matériaux et nous multiplions les risques pour l'environnement. [...] La science des matériaux ne devrait jamais abandonner la recherche des meilleurs matériaux possibles, mais les ingénieurs en matériaux doivent également se demander si le "meilleur matériau possible" n'est pas celui qui présente le moins de complexité, si toutes les autres exigences sont satisfaites. Cette question peut être abordée par le biais du nombre de matériaux dans nos appareils, ainsi que par le nombre d'éléments dans chacun de nos matériaux [...].* »

²⁵⁷ D'autres recommandations sont fournies dans la section « Gestion des substances dangereuses » du § 2.3.2.

▪ **Mettre en place une conception visant le désassemblage (DfD)**

La **conception visant le désassemblage (DfD)** (ou *design for disassembly* en anglais)²⁵⁸ consiste à concevoir un produit qui puisse être démantelé aisément à la fin de sa vie, facilitant ainsi la mise en œuvre des mesures de gestion subséquentes (réutilisation, recyclage) pour ses sous-ensembles et ses composants (Bogue, 2007 ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Graedel, 2011a).

Ainsi qu'introduit précédemment dans la section relative à l'allongement de la durée de vie des produits, la faisabilité du désassemblage dépend tout d'abord de l'agencement des sous-ensembles et des composants dans le produit (Bogue, 2007 ; Graedel, 2011a ; Van Schaik & Reuter, 2012 ; Allwood, 2014). **Il est en effet nécessaire que la structure du produit soit simple, avec un nombre limité de composants facilement accessibles.** Cette faisabilité dépend également des **modalités de connexion** des sous-ensembles et des composants, en particulier du type de jointures, de fixations ou de raccordements (boulons, rivets, colles, brasure – voir § 4.1.2 – etc.) (Bogue, 2007 ; Van Schaik & Reuter, 2012). Le *Tableau 8* dresse ainsi les principales règles associées à la DfD. Les règles marquées d'un astérisque (*) relèvent de la conception visant la simplicité (DfS), ce qui met en exergue l'intérêt de privilégier cette dernière avant les autres mesures portant sur la conception.

Échelle d'application de la règle	Règle
Structure des produits	Limiter les variantes des produits et des composants*
	Limiter le nombre de composants dans le produit*
	Créer une conception modulaire
Composants	Garantir une bonne accessibilité
	Éviter les pièces fragiles
	Éviter les peintures
Connexions	Limiter le nombre de jointures et de connexions
	Rendre les jointures visibles et accessibles, éliminer les jointures cachées
	Utiliser des jointures faciles à démonter
	Marquer les jointures non évidentes
Matériaux	Utiliser des fixations plutôt que des adhésifs
	Limiter le nombre de matériaux*
	Éliminer les matériaux toxiques ou dangereux*
Conditions de démantèlement	Permettre un démantèlement avec des outils simples et standardisés
	Éviter le besoin de procédures de démantèlement spécifiques
	Favoriser la possibilité d'un démantèlement automatisé

Tableau 8 : Principales règles associées à la conception visant le désassemblage (DfD) ; d'après données issues de (Bogue, 2007 ; Van Schaik & Reuter, 2012)

Les coûts de désassemblage sont généralement plus élevés que ceux de l'assemblage du fait de la perte de l'effet d'économie d'échelle (Allwood, 2014). En effet, s'il est possible de minimiser les coûts de fabrication en optimisant des tâches répétitives sur des chaînes d'assemblage, ce n'est pas le cas pour les opérations de désassemblage qui sont confrontées à une grande diversité de produits, présentant, de plus, des états en fin de vie variés (Allwood, 2014).

²⁵⁸ Il est important de distinguer la conception visant le désassemblage (DfD) de la conception visant l'assemblage (DfA) (ou *design for assembly* en anglais). La DfA permet aux industriels de fabriquer des produits avec un nombre réduit de pièces, une manipulation simplifiée des pièces et un montage optimisé. La DfA est essentiellement dictée par des considérations économiques, en garantissant un coût de fabrication minimum, avec une qualité et une fiabilité maximales. Ces deux concepts sont souvent considérés comme contradictoires. Par exemple, la technique d'assemblage la plus simple et la plus rentable peut aboutir à un produit qui s'avère extrêmement difficile à démanteler. (Bogue, 2007)

▪ Mettre en place une conception visant le recyclage (DfR)

La **conception visant le recyclage (DfR)** (ou *design for recycling* en anglais) consiste à concevoir un produit qui puisse être recyclé de façon efficace, de façon à récupérer le maximum de matériaux et de substances contenus²⁵⁹ (Bogue, 2007 ; Graedel, 2011a ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Zeng, et al., 2017).

La DfR s'appuie tout d'abord sur les règles associées à la conception visant la simplicité (DfS) et à la conception visant le désassemblage (DfD). Cette dernière garantit d'ailleurs une meilleure libération des matériaux lors des opérations de cisailage-broyage qui sont communément conduites lors de l'étape de prétraitement (Van Schaik & Reuter, 2012). La DfR prend également en compte la **compatibilité des matériaux et des métaux** avec les opérations de traitement. Il s'agit en particulier d'éviter les associations de métaux qui pourraient conduire à des pertes de propriété (dilution des métaux dans des flux de matériaux où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées) ou à des contaminations pouvant mener au décyclage des matériaux traités (Bogue, 2007 ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Zeng, et al., 2017). Sont, par exemple, concernés les mécanismes suivants (Bogue, 2007) : la contamination de l'acier par le cuivre, l'étain, le zinc, le plomb ou l'aluminium ; la contamination de l'aluminium par le fer, le chrome, le zinc, le plomb, le cuivre ou le magnésium ; la contamination du zinc par le fer, le plomb, l'étain ou le cadmium ; la difficulté de recycler des métaux plaqués et les métaux fortement alliés.

À ce dernier titre, certains auteurs recommandent de développer (Gaustad, et al., 2010 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022) : des **alliages conçus pour une meilleure recyclabilité** (ou *recycling-oriented alloys* en anglais), qui ont pour caractéristique de pouvoir être facilement utilisés en tant que ferrailles dans la production d'autres alliages ; des **alliages conçus pour une meilleure intégration des recyclats** (ou *recycling-friendly alloys* en anglais), qui ont pour caractéristique de pouvoir incorporer facilement des ferrailles au moment de leur production. Néanmoins, de telles conceptions soulèvent de nombreuses difficultés techniques et économiques compte tenu des méthodes actuelles de production, d'utilisation et de recyclage des alliages (Gaustad, et al., 2010 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022). Elles représentent donc un changement majeur par rapport aux approches conventionnelles (Raabe, et al., 2019, pp. 68-69) : « [...] *the elusive goal in optimized materials recovery is not only to understand better the influence of impurity elements on properties, but also to build recyclability directly into the design of materials. Current structural alloys are not devised for end-of-life but rather for one-time use. [...] Optimization methods coupled with metallurgical design can suggest alloys whose compositional constraints can be modified towards more scrap-tolerant ranges while preserving performance. This approach marks a shift in alloy design, which currently aims in part at realizing new properties through changes in chemical composition.* »²⁶⁰

²⁵⁹ Certains auteurs mentionnent également la conception visant la réutilisation et la refabrication (DfRem) (ou *design for remanufacturing* en anglais) (Sundin & Bras, 2005 ; Nasr & Thurston, 2006 ; Bakker, et al., 2014). Si la DfRem consiste théoriquement à concevoir un produit qui puisse être réutilisé – partiellement ou totalement – de façon efficace, la plupart des approches associées sont similaires à celles pour la conception visant le recyclage (DfR). Or, la réutilisation et la refabrication requièrent des mesures spécifiques dès la conception, allant au-delà de la conception pour le désassemblage (DfD) et la DfR (Nasr & Thurston, 2006 ; Li, et al., 2015).

²⁶⁰ Traduction : « [...] *l'objectif insaisissable d'une récupération optimisée des matériaux n'est pas seulement de mieux comprendre l'influence des éléments d'impureté sur les propriétés, mais aussi d'intégrer la recyclabilité directement dans la conception des matériaux. Les alliages structurels actuels ne sont pas conçus pour la fin de vie, mais plutôt pour un usage unique. [...] Les méthodes d'optimisation couplées à la conception métallurgique peuvent proposer des alliages dont les contraintes de composition peuvent être modifiées vers des gammes plus tolérantes aux ferrailles tout en préservant les performances. Cette approche marque un tournant dans la conception des alliages, qui vise actuellement en partie à obtenir de nouvelles propriétés en modifiant la composition chimique.* »

3.3.3. Réutiliser

Pour rappel, les stratégies associées à la **réutilisation** (R04 à R08) sont mises en œuvre après la vente du produit mais avant son recyclage, son incinération ou sa mise en décharge. **L'objectif global est de prolonger la durée de vie des produits ou des composants** : en réemployant directement ou en réparant un produit en fin de vie afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine ; en récupérant des composants pour une fonction différente de celle d'origine ; etc.

Les stratégies associées à la réutilisation sont beaucoup moins approfondies dans la littérature que celles associées à la réduction. De plus, elles font l'objet de définitions et de descriptions très hétérogènes et divergentes, ainsi que conclu par (Gharfalkar, et al., 2016, p. 995) : « *A systematic analysis of peer reviewed literature is conducted to understand inconsistencies and/or lack of clarity existing between the definitions or descriptions of identified "reuse" options. The analysis confirms inconsistencies, such as lack of clarity between options (59%) and the omission of one or more of identified options from "reuse" (23%).* »²⁶¹ Par ailleurs, la plupart des travaux de recherche reposent sur une approche plus théorique que pratique (Allwood, et al., 2011) et les études examinant des cas réels restent rares (Ilgin & Gupta, 2010 ; Ljunggren Söderman & André, 2019). SystExt dresse donc ci-après une synthèse basée sur les éléments communs à toutes les approches étudiées, malgré ces contraintes et ces limites.

R04 à R06 · Réutiliser, réparer et remettre à neuf

Les stratégies **R04 « Réutiliser »** (ou *reuse* en anglais), **R05 « Réparer »** (ou *repair* en anglais) et **R06 « Remettre à neuf »** (ou *refurbish* en anglais) sont rarement distinguées dans la littérature. En principe, la R04 consiste à réemployer directement un produit mis au rebut qui est encore en bon état et qui peut toujours remplir sa fonction initiale (sans aucun traitement), la R05 consiste à réparer et entretenir un produit défectueux afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine, et la R06 consiste à restaurer un produit ancien et le mettre à jour afin qu'il puisse retrouver sa fonction d'origine (Gharfalkar, et al., 2016 ; Potting, et al., 2017 ; Chen & Zeng, 2022). Elles ont pour point commun de ne comporter qu'un **faible nombre d'opérations de contrôle, de nettoyage ou de réparation** avant que le produit puisse réintégrer la phase d'utilisation (King, et al., 2006 ; McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016). Théoriquement, les produits ainsi réutilisés ou réparés ne transitent donc pas par les phases de fabrication et de manufacture. Ils alimentent directement la phase d'utilisation, comme représenté précédemment sur la *Figure 61*.

Ces stratégies permettent ainsi d'allonger la durée de vie du produit avec un minimum d'énergie et de ressources complémentaires. À titre d'illustration, Ljunggren Söderman & André (2019) ont analysé les effets de la réutilisation d'un ordinateur portable à partir d'une étude de cas réelle²⁶². Après contrôle de la sécurité des données et du fonctionnement, et après nettoyage, 76 % des ordinateurs sont revendus « à l'état neuf » et couverts par une garantie (le reste rejoignant les filières de recyclage spécifiques). Cette réutilisation permet de doubler la durée de vie des ordinateurs qui passe d'environ 3 ans (au moment où ils sont mis au rebut) à 6 ans (Ljunggren Söderman & André, 2019).

²⁶¹ Traduction : « *Une analyse systématique de la littérature revue par les pairs est menée pour comprendre les incohérences et/ou le manque de clarté existant entre les définitions ou les descriptions des options de "réutilisation" identifiées. L'analyse confirme les incohérences, telles que le manque de clarté entre les options (59 %) et l'omission d'une ou plusieurs options identifiées de "réutilisation" (23 %).* »

²⁶² Pour cette étude de cas, Ljunggren Söderman & André (2019) s'appuient sur les données d'une entreprise qui acquiert du matériel informatique usagé auprès d'utilisateurs professionnels et qui le revend après traitement (à raison de 200 000 articles revendus chaque année).

Autre exemple, [Truttmann & Rechberger \(2006\)](#) ont analysé l'effet de la réutilisation d'appareils ménagers sur la consommation d'énergie et de ressources métalliques²⁶³. De façon générale, ils concluent à une réduction de la consommation de matériaux (jusqu'à 33 % dans le cas d'hypothèses très favorables) et de la consommation d'énergie (estimée à 12 %). À ce dernier titre, il est souvent mis en avant qu'il est préférable de remplacer des produits anciens (dont la consommation énergétique croît au cours du vieillissement) par des produits plus récents (dont l'efficacité énergétique est généralement améliorée). Or, à l'image des travaux de [Bakker, et al. \(2014\)](#) précédemment mentionnés²⁶⁴, [Truttmann & Rechberger \(2006\)](#) mettent en évidence que **l'effet global de la réutilisation est positif, car la consommation d'électricité associée aux phases de production et de fabrication des produits est bien supérieure à celle associée à leur vieillissement**²⁶⁵.

R07 et R08 · Refabriquer et reconvertir

Les stratégies **R07 « Refabriquer »** (ou *remanufacture* en anglais) et **R08 « Reconvertir »** (ou *repurpose* en anglais) sont rarement distinguées dans la littérature. En principe, la R07 consiste à récupérer et utiliser les composants d'un produit mis au rebut en valorisant leur fonction d'origine, et la R08 consiste à récupérer et utiliser un produit ou un composant en fin de vie pour une fonction différente de celle d'origine ([Gharfalkar, et al., 2016](#) ; [Potting, et al., 2017](#) ; [Chen & Zeng, 2022](#)). Elles peuvent se définir comme un **processus de restauration de la capacité fonctionnelle d'un produit mis au rebut, qui répond aux besoins qu'avait l'utilisateur lors de sa première mise en service** ([King, et al., 2006](#) ; [Nasr & Thurston, 2006](#) ; [Ilgin & Gupta, 2010](#) ; [Allwood, et al., 2011](#) ; [McKenna, et al., 2013](#) ; [Steinhilper & Weiland, 2015](#) ; [Gharfalkar, et al., 2016](#) ; [UNEP, 2016](#)). Ainsi, ces deux stratégies se distinguent des trois précédentes par le fait : qu'elles nécessitent une charge de travail plus importante ; que les produits qu'elles génèrent ont une qualité et des garanties égales à celles des produits neufs ; et qu'elles peuvent conduire à une extension des caractéristiques des produits, même au-delà des spécifications d'origine ([McKenna, et al., 2013](#) ; [Steinhilper & Weiland, 2015](#)).

Le processus de refabrication ou reconversion suit ainsi **cinq principales étapes** ([Nasr & Thurston, 2006](#) ; [Ilgin & Gupta, 2010](#) ; [Allwood, et al., 2011](#) ; [McKenna, et al., 2013](#) ; [Steinhilper & Weiland, 2015](#)) : (1) le démontage ; (2) le nettoyage ; (3) l'inspection, le diagnostic et le tri des sous-ensembles et composants (ou pièces) ; (4) la réparation ou le reconditionnement des pièces qui peuvent être conservées et le remplacement des pièces qui ne peuvent pas être conservées²⁶⁶ ; (5) le réassemblage. Certains produits peuvent nécessiter un désassemblage complet, ce qui rappelle l'importance de la conception visant le désassemblage (DfD).

²⁶³ L'étude de [Truttmann & Rechberger \(2006\)](#) porte sur 8 appareils : réfrigérateur, lave-linge, lave-vaisselle, four à micro-ondes, magnétoscope, ordinateur de bureau (hors écran), écran à tube cathodique, téléviseur. Elle consiste à réaliser les bilans de matière et d'énergie pour deux scénarios : (1) un scénario sans réutilisation des produits (durée de vie normale des produits) ; (2) un scénario supposant que tous les produits sont réutilisés, ce qui se traduit par une prolongation de la durée de vie des produits comprise entre 50 et 100 %.

²⁶⁴ Pour rappel, [Bakker, et al. \(2014\)](#) ont comparé les impacts environnementaux des réfrigérateurs et des ordinateurs portables à leur efficacité énergétique croissante au fil du temps. Ces auteurs mettent en évidence que le remplacement de ces produits intervient alors que les impacts environnementaux de la production n'ont pas été entièrement compensés par l'amélioration de l'efficacité énergétique des modèles plus récents ([Bakker, et al., 2014](#)). Ils concluent que l'allongement de la durée de vie des produits est la stratégie à privilégier dans les deux cas.

²⁶⁵ [Truttmann & Rechberger \(2006\)](#) notent cependant que le recyclage efficace de ces appareils contribuerait davantage à la conservation des ressources. Cette conclusion doit néanmoins être mise en regard avec l'efficacité réelle des processus de recyclage, qui s'avère réduite, en particulier pour les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), comme détaillé en § 2.3.3.

²⁶⁶ En complément, [Steinhilper & Weiland \(2015\)](#) décrivent deux paramètres à prendre en compte pour déterminer la possibilité de refabriquer un produit : (1) le taux de régénération, c'est-à-dire le rapport entre tous les produits ou composants introduits dans le processus de refabrication et le nombre de produits ou composants qui sont refabriqués avec succès ; (2) la probabilité de survie d'un produit ou d'un composant.

Obstacles aux stratégies associées à la réutilisation

Les stratégies associées à la réutilisation (R04 à R08) présentent un potentiel élevé, étant donné que **de nombreux produits** – en particulier dans les secteurs de la construction, du transport et des technologies de l'information et de la communication (TIC) – **sont mis au rebut non pas pour des raisons techniques (défaillance), mais pour des raisons économiques** (renouvellement de contrats, gestion des stocks, mise à jour des flottes d'appareils, etc.) (Raabe, et al, 2019) et/ou sous l'effet de l'obsolescence technologique et de l'obsolescence psychologique (Allwood, et al., 2011 ; Aladeojebi, 2013 ; Hennies & Stamminger, 2016). Cependant, le marché des produits réutilisés au sens large (R*), qu'ils soient réutilisés, remis à neuf, réparés ou refabriqués, reste très minoritaire par rapport à celui des produits neufs du fait de **nombreux obstacles économiques, socioculturels et réglementaires**.

La réutilisation s'est principalement développée **non pas en raison de préoccupations environnementales ou de réglementations gouvernementales, mais parce qu'elle était économiquement rentable** (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, et al., 2011). En effet, les fabricants préfèrent procéder eux-mêmes à la réutilisation (principalement R07 et R08) afin de limiter la concurrence dans le domaine du service après-vente et de protéger la propriété intellectuelle et les marques (contre la dégradation éventuelle des performances après l'entretien ou la revente par des indépendants) (Allwood, et al., 2011). De plus, la réutilisation peut constituer un modèle commercial solide, car elle leur permet de réaliser des économies d'énergie et de matière et d'ajouter de la valeur à des produits qui seraient autrement mis au rebut (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, et al., 2011 ; Gharfalkar, et al., 2016). Deux types d'acteurs se partagent ainsi le marché des produits R* : des fabricants de pièces d'origine, qui opèrent en utilisant l'infrastructure de leurs propres usines ; des entreprises indépendantes, souvent de plus petite taille, qui peuvent traiter un large portefeuille de produits et de marques (Allwood, et al., 2011 ; Steinhilper & Weiland, 2015). Dans les deux cas, la réutilisation est néanmoins dépendante de **l'existence d'un processus adéquat de retour des produits usagés**, appelé « chaîne logistique inverse » (Nasr & Thurston, 2006 ; Gharfalkar, et al., 2016), et est contrainte par des **coûts élevés**²⁶⁷ (Allwood, et al., 2011).

De plus, les stratégies associées à la réutilisation (R04 à R08) connaissent un net recul depuis plusieurs décennies du fait de la **complexité croissante des produits et de la diminution de leur durée de vie** (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, 2014 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Olivetti & Cullen, 2018), comme souligné par ces derniers auteurs (Olivetti & Cullen, 2018, p. 1398) : « *Recovery practices and technologies have not kept pace with the acceleration of complexity and scale in materials development.* »²⁶⁸

Par ailleurs, les produits R* conservent une image de produits anciens et inférieurs par rapport aux nouveaux produits, ce qui rappelle l'importance de la mise en place de garanties (voire de certifications) afin que les usagers les perçoivent comme des produits équivalents aux produits neufs (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016). Ce dernier constat est valable pour les consommateurs, mais aussi pour les organismes de normalisation et de réglementation. En effet, ces derniers partent du principe que les sous-ensembles et composants doivent être neufs et interdisent conséquemment l'intégration des composants R* dans des produits nouvellement fabriqués, le plus souvent (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016).

²⁶⁷ Cela concerne en particulier les pays dits « développés », où les coûts de main-d'œuvre sont particulièrement élevés par rapport au coût des produits et composants qui sont majoritairement importés.

²⁶⁸ Traduction : « *Les pratiques et les technologies de réutilisation n'ont pas suivi le rythme de l'accélération de la complexité et de l'échelle du développement des matériaux.* »

Il serait donc nécessaire de **réviser la définition normative et légale des sous-ensembles et composants** afin qu'ils répondent à des spécifications de performance plutôt que des spécifications de composition ou d'état (Allwood et al., 2011 ; Gharfalkar, et al., 2016), ainsi qu'appuyé par (Allwood, et al., 2011, p. 376) : « *Standards which prescribe a certain material composition instead of a material performance inhibit material substitution or re-use. [...] It appears that, because the value of material efficiency is not well known and therefore it has not been a priority in policy making, some existing regulations unintentionally act as a barrier to the efficient use of materials.* »²⁶⁹ De même, **les opérations dites de « fabrication » et de « refabrication » devraient être fusionnées afin que l'intégration des sous-ensembles et composants de « seconde main » dans des produits neufs puisse être légalement autorisée** (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016).

3.3.4. Détournement de la hiérarchie des mesures

Désintérêt pour les stratégies associées à la réduction et à la réutilisation (R01 à R08)

Les paragraphes précédents mettent tout d'abord en évidence que les stratégies R01 à R08 font l'objet d'un **traitement très hétérogène et souvent discordant dans la littérature** (Knight & Jenkins, 2009 ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Moraga, et al., 2019). Ainsi, la stratégie R01 « Refuser » n'est pas approfondie dans les travaux de recherche afférents aux mesures de gestion des déchets, tandis que la mesure de substitution (R02) est largement développée. De même, il est difficile d'appréhender les mesures DfS, DfD et DfR (R03) ainsi que les stratégies associées à la réutilisation (R04 à R08), tant leurs descriptions sont variées et divergentes. De plus, la plupart des stratégies sont abordées **de façon théorique** (Ilgin & Gupta, 2010 ; Allwood, et al., 2011 ; Ljunggren Söderman & André, 2019), **ce qui limite nécessairement la diffusion des concepts associés et leur adoption par l'industrie** (Bogue, 2007 ; Knight & Jenkins, 2009 ; Bakker, et al., 2014). Ces derniers auteurs soulignent (Bakker, et al., 2014, p. 15) : « *Design knowledge on product life extension strategies (longer product life, reparability, refurbishment and remanufacturing) and product recycling is currently underdeveloped. These strategies need to be tailored to the specific product at hand with the generic waste management hierarchy (prevention, reuse, recycling) providing only limited guidance.* »²⁷⁰

Les stratégies R01 à R08 font ainsi l'objet d'une **attention limitée dans les méthodologies d'évaluation** – telles que l'analyse des flux de matières (AFM) et les analyses de cycles de vie (ACV) (Moraga, et al., 2019 ; Pauliuk, et al., 2021) – **dans les normes et les standards**²⁷¹ (Allwood, et al., 2011 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Cullen, 2017), ainsi que **dans les réglementations**, comme mis en exergue précédemment avec le cas des produits R* (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016).

²⁶⁹ Traduction : « *Les normes qui prescrivent une certaine composition de matériau au lieu d'une performance de matériau inhibent la substitution ou la réutilisation des matériaux. [...] Il semble que, parce que la valeur de l'efficacité des matériaux n'est pas bien connue et qu'elle n'a donc pas été une priorité dans l'élaboration des politiques, certaines réglementations existantes agissent involontairement comme un obstacle à l'utilisation efficace des matériaux.* »

²⁷⁰ Traduction : « *Les connaissances en matière de conception sur les stratégies d'allongement de la durée de vie des produits (allongement de la durée de vie des produits, réparabilité, remise à neuf et refabrication) et de recyclage des produits sont actuellement sous-développées. Ces stratégies doivent être adaptées au produit spécifique en question, la hiérarchie générique de gestion des déchets (prévention, réutilisation, recyclage) ne fournissant qu'une orientation limitée.* »

²⁷¹ Une **norme** est une démarche d'uniformisation d'une pratique ou d'une méthode au sein d'un secteur professionnel, issue d'une coordination institutionnalisée, tandis qu'un **standard** est un référentiel ou un cahier des charges établi de façon informelle, qui devient une référence selon sa reconnaissance par les acteurs du marché (SystExt, 2023). À titre d'illustration, Gharfalkar, et al. (2016) rappellent par exemple que seulement 3 normes ISO et BSI sont disponibles pour la « refabrication », contre 122 pour la « réparation » et aucune pour la « remise à neuf ».

Les paragraphes précédents soulignent également que le développement des stratégies R01 à R08 est essentiellement freiné par des considérations d'ordre économique. Ainsi :

- la prépondérance du modèle de production discrète **entrave la stratégie R01 « Refuser »** ainsi que **le développement des systèmes produit-service (PSS)** [R02 « Repenser »], en particulier ceux axés sur l'utilisation et sur les résultats (Allwood, 2014 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Tukker, 2015) ;
- les tendances qui découlent de ce modèle (accumulation des produits, renouvellements rapides permis par des relais technologiques réguliers, durées de vie réduites du fait d'obsolescences programmée et fonctionnelle élevées, multiplication des fonctionnalités et augmentation des performances) vont **à l'encontre de l'allongement de la durée de vie des produits** [R02 « Repenser »] (Babu, et al., 2007 ; Aladeojebi, 2013 ; Allwood, 2014 ; Bakker, et al., 2014 ; Zeng, et al., 2017 ; Olivetti & Cullen, 2018) et sont **à l'origine d'un déclin des stratégies associées à la réutilisation** [R04 à R08] (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, 2014 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Olivetti & Cullen, 2018). Ce constat est notamment souligné par (Allwood, et al., 2011, p. 375) : « *All current economic systems are predicated on growth [...]. As a result, business models in production companies are oriented towards growing sales volumes, so are strongly motivated to increase product replacement rates and hence to build in "planned obsolescence" to product designs. Thus, material efficiency which may be opposed by material producers as a threat to the volume of sales of their commodity products, will also be opposed by upstream businesses unless they can reclaim value through some other activity.* »²⁷² ;
- les implications de ces dernières tendances en termes de complexification des produits (association de nombreux composants et matériaux, sollicitation de plusieurs dizaines de substances, alliages de plus en plus sophistiqués, dopages) **s'opposent aux conceptions visant la simplicité (DfS), visant le désassemblage (DfD) et visant le recyclage (DfR)** [R03 « Réduire »] (Graedel, 2011a ; Greenfield & Graedel, 2013 ; King, 2019 ; Graedel, et al., 2022) et **à la substitution** [R02 « Repenser »] (Allwood, et al., 2011 ; Graedel, 2011a ; Graedel, et al., 2015 ; Henckens, 2021) ;
- le modèle d'économie d'échelle, lié au modèle de production discrète, **contraint considérablement la réduction de la quantité de matériaux** [R02 « Repenser »] (Allwood & Cullen, 2012 ; Allwood, 2014) et **la réduction des pertes de rendement** [R03 « Réduire »] (Allwood, et al., 2011 ; Milford, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019) ;
- les coûts de main-d'œuvre, de production et de logistique²⁷³ sont **considérés comme trop élevés pour permettre le développement** : (1) **de matériaux présentant de moindres impacts environnementaux et une circularité augmentée**, tels que les alliages transversaux, les alliages conçus pour une meilleure recyclabilité ou encore les alliages conçus pour une meilleure intégration des recyclats (cf. DfS et DfR de [R03 « Repenser »]) (Gaustad, et al., 2010 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022) ; (2) **d'unités de production consacrées aux produits R*** [R04 à R08] (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, et al., 2011 ; Gharfalkar, et al., 2016) ; (3) **de la réduction de la quantité de matériaux** [R02 « Repenser »] (Allwood & Cullen, 2012 ; Allwood, 2014).

²⁷² Traduction : « *Tous les systèmes économiques actuels reposent sur la croissance [...]. Par conséquent, les modèles d'entreprise des entreprises de production sont orientés vers l'augmentation des volumes de vente et sont donc fortement incités à augmenter les taux de remplacement des produits et donc à intégrer l'"obsolescence programmée" dans la conception des produits. Ainsi, l'efficacité matérielle, à laquelle les producteurs de matériaux peuvent s'opposer parce qu'elle menace le volume des ventes de leurs produits, sera également combattue par les entreprises en amont, à moins qu'elles ne puissent récupérer de la valeur par le biais d'une autre activité.* »

²⁷³ Ces considérations concernent en particulier les pays dits « développés ».

Tous les auteurs étudiés s'accordent sur l'efficacité (en termes environnementaux et de circularité) des stratégies R01 à R08 et démontrent les effets positifs qu'elles entraînent en matière de diminution des quantités de ressources et d'énergie, de limitation des substances dangereuses et toxiques, d'optimisation des étapes du processus de recyclage et de réduction des quantités de ferrailles ultimes, notamment. **Ces considérations s'avèrent cependant relayées au second plan, au profit des considérations d'ordre économique précédentes**, ainsi que synthétisé par (UNEP, 2016, p. 35) :

The most important of these barriers [to resource efficiency] arises because of the relatively low cost of materials and of generating waste, compared to the costs of labour and logistics. Components and products could in many cases be designed with less material to meet their design purpose, with less material wastage during the manufacturing process, to last longer and to be repaired more easily. However, this sometimes does not happen because the added costs in terms of labour and logistics to design, manage and repair the components and products does not justify the saved material cost or the avoidance of a new purchase. [...] There are also innumerable examples in daily experience of when it is cheaper to throw away even relatively new products than to have them repaired, even when repair is possible. Such resource-inefficient outcomes frequently reflect an economically efficient calculus of the relative magnitude of the costs of materials, and the costs of design, logistics and repair.²⁷⁴

Priorisation systématique des stratégies R09 et R10, pourtant derniers leviers à activer

Toute hiérarchie des R doit se penser comme une échelle dont chaque échelon doit être gravi avant de pouvoir atteindre le suivant (du barreau R01 au barreau R10). De façon corollaire, **la hiérarchie des R ne peut pas conduire à une réduction significative des impacts environnementaux et à une augmentation efficace de la circularité si des stratégies sont mises en œuvre de façon isolée et/ou sans que les stratégies précédentes aient été pleinement éprouvées**, comme souligné par (Kirchherr, et al., 2017, p. 229) : « *We consider definitions [of the circular economy] lacking waste hierarchies to be subverted CE definitions since adopting such definitions can result in companies that implement only minimal changes in their current business model, e. g. increasing recycling, to claim that they are part of CE.* »²⁷⁵

Cette approche itérative est d'autant plus importante que, prises isolément, certaines mesures de gestion des déchets présentent des contradictions entre elles (Luttropp & Lagerstedt, 2006) ou peuvent être à l'origine d'une consommation supplémentaire en ressources ou en énergie, comme dans le cas de certains PSS axés sur l'utilisation (Ljunggren Söderman & André, 2019).

²⁷⁴ Traduction : « *Le plus important de ces obstacles [à l'utilisation efficace des ressources] est dû au coût relativement faible des matériaux et de la production de déchets par rapport aux coûts de la main-d'œuvre et de la logistique. Dans de nombreux cas, les composants et les produits pourraient être conçus avec moins de matériaux tout en répondant à leur objectif de conception, avec moins de gaspillage de matériaux au cours du processus de fabrication, pour durer plus longtemps et pour être réparés plus facilement. Cependant, cela ne se produit pas toujours parce que les coûts supplémentaires en termes de main-d'œuvre et de logistique pour concevoir, gérer et réparer les composants et les produits ne justifient pas les économies réalisées sur le coût des matériaux ou l'évitement d'un nouvel achat. [...] Il existe également d'innombrables exemples dans l'expérience quotidienne où il est moins coûteux de jeter des produits relativement neufs que de les faire réparer, même lorsque la réparation est possible. Ces résultats peu économes en ressources reflètent souvent un calcul économiquement efficace de l'ampleur relative des coûts des matériaux et des coûts de conception, de logistique et de réparation.* »

²⁷⁵ Traduction « *Nous considérons que les définitions [de l'économie circulaire] qui ne comportent pas de hiérarchie des déchets sont des définitions subverties de l'économie circulaire, car l'adoption de ces définitions peut amener des entreprises qui ne mettent en œuvre que des changements minimes dans leur modèle d'entreprise actuel, par exemple en augmentant le recyclage, à prétendre qu'elles font partie de l'économie circulaire.* »

Dans les faits, **non seulement les hiérarchies des R ne sont pas mises en œuvre de façon itérative, mais elles sont aussi détournées vers la seule priorisation du recyclage (R09)**, tant à l'échelle des stratégies politiques et industrielles, que des méthodologies de déploiement de « l'économie circulaire » (Allwood, et al., 2011 ; Ghisellini, et al. 2016 ; UNEP, 2016 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Moraga, et al., 2019). À ce dernier titre, Kirchherr, et al. (2017) – qui ont étudié 114 définitions de l'EC tirées de publications scientifiques (revues par des pairs) et de documents officiels – ont constaté que le recyclage est la composante la plus courante (mentionnée dans 79 % des définitions examinées), suivi de la réutilisation (environ 75 %) et de la réduction (environ 55 %). Autre exemple, Moraga, et al. (2019), qui ont étudié 20 indicateurs portant sur « l'économie circulaire » et les cadres stratégiques associés, montrent que la plupart d'entre eux portent sur le recyclage et qu'aucun ne semble se concentrer sur la fonction (plutôt que sur le produit) comme les systèmes produit-service (PSS).

Or, le recyclage devrait être **le dernier levier à activer** (Allwood, 2014 ; Korhonen, et al., 2018a ; Korhonen, et al., 2018b ; Brooks, et al., 2019), après que toutes les stratégies précédentes ont été mises en œuvre ; comme rappelé par (Korhonen, et al., 2018a, pp. 38-39) : « *Materials should first be recovered for reuse, refurbishment and repair, then for remanufacturing and only later for raw material utilization, which has been the main focus in traditional recycling. According to CE, combustion for energy should be the second to last option while landfill disposal is the last option. In this way, the product value chain and life cycle retain the highest possible value and quality as long as possible and is also as energy efficient as it can be. [...] This often results in environmental gains as well when compared with traditional linear extract-produce-use-dump material and energy flow model of the modern global economic system.* »²⁷⁶ Cela est d'autant plus valable que le recyclage comporte des limites majeures décrites dans les § 2.3 et § 3.2, parmi lesquelles : l'acheminement d'une partie des déchets collectés directement vers les décharges (en particulier dans le cas des DEEE), l'impossibilité de récupérer les substances concernées par des usages dispersifs ou dissipatifs, les importantes quantités de ferrailles ultimes que ce processus génère, les pertes de propriété et par dilution inévitablement associées au traitement pyrométallurgique, etc. Cette stratégie n'est qu'une option parmi d'autres et « *non un objectif universel à atteindre et à célébrer* » [trad.] (Allwood, 2014, p. 464).

Malgré l'efficacité avérée des mesures de gestion des déchets, la plupart des auteurs étudiés constatent qu'elles ne sont que rarement mises à œuvre et le plus souvent réduites à des activités de recyclage à l'efficacité controversée. Pour mieux comprendre ces insuffisances, il est nécessaire de prendre en compte les enjeux économiques précédemment détaillés, et, plus largement, les modèles économiques dans lesquelles ils s'inscrivent, comme le postule (Allwood, 2014, p. 449) :

"Reduce, reuse, recycle" is a critical and intelligent mantra for the future of material management. However, [...] the preference in reality is to "redouble, replace, recycle-a-bit-if-it's-easy, reject".²⁷⁷

²⁷⁶ Traduction : « *Les matériaux doivent d'abord être récupérés pour être réutilisés, remis à neuf et réparés, puis pour être refabriqués et seulement ensuite pour être utilisés comme matières premières, ce qui a été l'objectif principal du recyclage traditionnel. Selon l'économie circulaire, la valorisation énergétique devrait être l'avant-dernière option, tandis que l'élimination en décharge est la dernière option. De cette manière, la chaîne de valeur et le cycle de vie du produit conservent la valeur et la qualité les plus élevées possible le plus longtemps possible, tout en étant aussi efficaces que possible sur le plan énergétique. [...] Cela se traduit souvent par des gains environnementaux par rapport au modèle linéaire traditionnel d'extraction-production-utilisation-mise au rebut des matériaux et de l'énergie du système économique mondial moderne.* »

²⁷⁷ Traduction : « *"Réduire, réutiliser, recycler" est un principe essentiel et pertinent pour l'avenir de la gestion des matériaux. Cependant, [...] la préférence dans la réalité est de "redoubler, remplacer, recycler un peu si c'est facile, rejeter".* »

4. Les modèles socio-économiques actuels favorisent une « linéarité métallique »

4.1. Filières secondaires efficaces mais non compétitives

Comme décrit précédemment, les stratégies de gestion des déchets associées à la réduction et à la réutilisation (R01 à R08) se caractérisent par une efficacité élevée (en termes environnementaux et en termes de circularité), mais sont rarement mises en œuvre. Les auteurs étudiés expliquent cette situation par la prédominance d'enjeux économiques, tels que l'accumulation et le renouvellement rapide des produits, ou encore les coûts de main-d'œuvre, de production et de logistique. L'objet du présent paragraphe est donc d'élargir cette analyse à l'ensemble des stratégies, en incluant celle du recyclage (R09). Il s'agit ainsi d'évaluer le **potentiel global de ces stratégies et des filières secondaires**²⁷⁸ en termes de limitation des impacts environnementaux et d'identifier les **enjeux socio-économiques qui freinent leur développement**.

4.1.1. Intérêt environnemental majeur des stratégies de gestion des déchets

Limites méthodologiques substantielles

L'évaluation globale de l'intérêt environnemental des stratégies de gestion des déchets est tout d'abord limitée par l'**exclusion des stratégies préalables au recyclage (R01 à R08)**, dont l'intérêt est surtout étudié à l'échelle des produits²⁷⁹, comme souligné par (Pauliuk, et al., 2021, p. 261) : « *Relevant work in this field [material efficiency strategies] broadly falls into two research streams. On the one hand, there are product-level (life cycle) assessments that include material efficiency or other circular economy strategies. On the other hand, there are macro-level scenarios of future material demands, which often do not include material efficiency. Macro-scale material efficiency assessments are few.* »²⁸⁰ Dans la quasi-totalité des travaux de recherche et des rapports officiels, **cette évaluation ne porte ainsi que sur le recyclage**, et que sur la consommation d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre (GES) associées. D'autres enjeux environnementaux nécessiteraient pourtant d'être approfondis pour permettre une comparaison avec les filières primaires, en particulier : les quantités d'eau utilisées ; les quantités de déchets solides, liquides et gazeux générés ; les surfaces nécessaires aux installations de production secondaire et aux stockages des ferrailles ultimes ; la dégradation de la qualité des milieux (sols, air, eaux souterraines et de surface). Malgré des recherches approfondies²⁸¹, SystExt n'a identifié **aucune publication quantifiant ces enjeux**, même de façon estimative. En effet, une telle comparaison permettrait de réaffirmer l'importance des stratégies de gestion des déchets (R01 à R09, hors R10) dans la limitation des impacts environnementaux des filières métalliques. À titre d'illustration, Bigum, et al. (2012) ont mis en évidence l'intérêt environnemental du recyclage de 7 métaux (aluminium [Al], cuivre [Cu], or [Au], fer [Fe], nickel [Ni], palladium [Pd] et argent [Ag]) dans des DEEE riches en métaux (*high-grade WEEE*), en appliquant la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV).

²⁷⁸ Par **filières secondaires**, SystExt entend les filières associées aux stratégies associées à la réutilisation (R04 à R08) et au recyclage (R09 et R10). La stratégie R10 « Récupérer » (incinération) ne sera cependant pas traitée du fait du manque de données dans les sources étudiées.

²⁷⁹ Voir les travaux de Bakker, et al. (2014), de Truttmann & Rechberger (2006) et de Ljunggren Söderman & André (2019) présentés précédemment.

²⁸⁰ Traduction : « *Les travaux pertinents dans ce domaine [stratégies d'efficacité matérielle] s'inscrivent globalement dans deux courants de recherche. D'une part, il existe des évaluations au niveau du produit (cycle de vie) qui incluent l'efficacité matérielle ou d'autres stratégies d'économie circulaire. D'autre part, il existe des scénarios macroéconomiques de la demande future de matériaux, qui souvent ne tiennent pas compte de l'efficacité des matériaux. Les évaluations de l'efficacité matérielle à grande échelle sont peu nombreuses.* »

²⁸¹ SystExt a interrogé une dizaine d'experts et a recherché des publications complémentaires aux centaines déjà étudiées dans le cadre de cette étude.

Ces auteurs concluent que les « gains » (du point de vue environnemental) permises par ce recyclage seraient probablement plus élevées s'ils avaient pu prendre en compte tous les impacts associés à la production primaire de ces 7 métaux (Bigum, et al., 2012, p. 12) : « *The actual savings are expected to be even higher, since we did not include all the environmental burdens from the mining and refining of virgin metals due to lack of reliable data. If included, this would have increased the avoided impacts and made the overall savings more significant.* »²⁸²

Ce dernier exemple met en lumière une autre limite dans l'évaluation de l'intérêt environnemental des stratégies de gestion des déchets : le fait qu'elle repose essentiellement sur la **méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV)** (ou *life cycle analysis* [LCA] en anglais). Il s'agit de l'outil de référence (normalisé par l'ISO) pour évaluer l'impact environnemental d'un produit tout au long de son cycle de vie (Ilgin & Gupta, 2010), il est donc massivement utilisé dans ce cadre. Cet outil comporte cependant des **biais méthodologiques conséquents** qui limitent sa pertinence (Reap, et al., 2008a ; Reap, et al., 2008b), en particulier lorsqu'il est appliqué aux filières secondaires (Moraga, et al., 2019). Tout d'abord, ainsi que souligné par Bigum, et al. (2012), les bases de données sur lesquelles l'ACV s'appuie présentent des lacunes sur la mine primaire²⁸³ et ne sont pas toujours représentatives des filières mondiales de production des métaux (Bigum, et al., 2012 ; Nuss & Eckelman, 2014 ; Van der Voet, et al., 2018 ; Fritz, et al., 2020). Ceci limite la quantification des processus associés aux filières primaires et donc leur comparaison avec les filières secondaires (Bigum, et al., 2012 ; Nuss & Eckelman, 2014 ; Van der Voet, et al., 2018 ; Fritz, et al., 2020). La quantification des processus associés aux filières secondaires est pareillement contrainte, notamment par le manque de données sur les sources secondaires (composition et caractéristiques des déchets) et par la difficulté de refléter le caractère complexe et interconnecté du marché des ferrailles (Turner, et al., 2015 ; Van der Voet, et al., 2018). À ces lacunes s'ajoutent les incertitudes associées à l'étape de l'évaluation de l'impact, qui repose sur de nombreux modèles et hypothèses (Amini, et al., 2007 ; Reap, 2008b).

De façon générale, **la méthodologie ACV ne permet pas d'appréhender la complexité du gisement secondaire** (diversité des produits, association de dizaines de métaux, alliages sophistiqués, etc.), ni la pluralité des processus que peuvent suivre les produits en fin de vie (réutilisation, refabrication, prétraitement, traitement, etc.), comme souligné par (Van Schaik & Reuter, 2014, pp. 342-343) : « *[...] general (MFA/LCA/DfR) methodologies that do not address this depth of mineralogy (i.e. compounds, alloys, transformations, etc.) will obviously and inevitably lead to false conclusions and uneconomic and unrealistic technological and policy recommendations. It is hence worrying to see that these methods are still well adopted and do not match the recycling industry and the sophistication of product design and its CAD (Computer Aided Design) and other tools.* »²⁸⁴ Par conséquent, les ACV standard procèdent à des simplifications qui conduisent à des scénarios erronés, tels que l'absence de pertes de propriété ou la substitution 1:1²⁸⁵ (Castro, et al., 2007 ; Geyer, et al., 2015 ; Paraskevas, et al., 2015).

²⁸² Traduction : « *Les économies réelles devraient être encore plus importantes, car nous n'avons pas inclus toutes les charges environnementales depuis l'exploitation jusqu'au raffinage du minerai primaire, faute de données fiables. Leur prise en compte aurait permis d'augmenter les impacts évités et de rendre les économies globales plus significatives.* »

²⁸³ Par exemple, selon Nuss & Eckelman (2014), les bases de données conventionnelles ne fournissent pas de données sur les métaux pour un certain nombre d'éléments, notamment : le béryllium (Be), le scandium (Sc), le germanium (Ge), le strontium (Sr), le zirconium (Zr), le niobium (Nb), le ruthénium (Ru), le baryum (Ba), le hafnium (Hf), le rhénium (Re), l'osmium (Os), l'iridium (Ir) ou le bismuth (Bi).

²⁸⁴ Traduction : « *[...] les méthodologies générales (analyse des flux de matières [AFM] / analyse de cycle de vie [ACV] / conception visant le recyclage [DfR]), qui n'abordent pas cette profondeur de la minéralogie (c'est-à-dire les composés, les alliages, les transformations, etc.), conduiront évidemment et inévitablement à de fausses conclusions et à des recommandations technologiques et politiques non rentables et irréalistes. Il est donc inquiétant de constater que ces méthodes sont encore bien adoptées et ne correspondent pas à l'industrie du recyclage et à la sophistication de la conception des produits et de ses outils de conception assistée par ordinateur (CAO) et autres.* »

Évitement des impacts environnementaux associés aux filières primaires

Les limites méthodologiques précédentes expliquent pourquoi peu de données sont disponibles sur l'intérêt environnemental des stratégies de gestion des déchets, et sur la comparaison avec les filières primaires. Le postulat selon lequel ces dernières sont à l'origine d'impacts environnementaux largement supérieurs fait néanmoins **consensus à l'international** (UNEP, 2011 ; Reck & Graedel, 2012 ; UNEP, 2013 ; Worrell & Reuter, 2014 ; Ciacci, et al., 2016 ; Van der Voet, et al., 2018 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a). Au regard des conséquences environnementales majeures des filières primaires, largement connues et documentées (SystExt, 2021), et de l'insuffisance des démarches relevant de la responsabilité sociale des entreprises (RSE) visant à les réduire (SystExt, 2023), **toute action permettant de limiter le recours aux matières premières minérales primaires présente nécessairement un intérêt environnemental**, comme rappelé par (Graedel, 2011b, p. 49) : « *Every kilogram recovered and reused displaces a kilogram that must be mined and processed, with all the environmental, social, and economic implications those actions entail.* »^{286,287} À ce titre, les stratégies associées à la réduction (R01 à R03) présentent, de loin, la meilleure efficacité.

À défaut de données sur les quantités de déchets générés, SystExt propose une approche indirecte. Tout d'abord, l'industrie minérale (métaux et minéraux industriels) est le plus important producteur industriel de déchets solides, liquides et gazeux (Lottermoser, 2010). Les quantités de déchets et d'effluents miniers s'avèrent en effet considérables, tant en termes d'eaux minières que de stériles miniers, de résidus miniers, de poussières ou encore de fumées (SystExt, 2021). La *Figure 65, page suivante*, présente ainsi une estimation de la quantité de stériles et de résidus miniers associée à la production primaire de 20 substances métalliques (Mudd & Boger, 2013 ; Baker, et al., 2020). À partir des travaux de ces derniers auteurs, SystExt estime qu'environ 38 milliards de tonnes (Gt) de stériles et de résidus miniers seraient ainsi générés chaque année. Parallèlement, environ 11 Gt de déchets (tous matériaux) seraient mis en décharge chaque année²⁸⁸. Le rapprochement de ces deux valeurs doit être considéré avec précaution, compte tenu des incertitudes majeures qui caractérisent l'estimation des flux de matières associés²⁸⁹ (Chen & Graedel, 2012 ; Haas, et al., 2015 ; Graedel, 2019). Néanmoins, il met en évidence que **les quantités de déchets générés par les filières primaires sont largement supérieures à celles générées par les filières secondaires**.

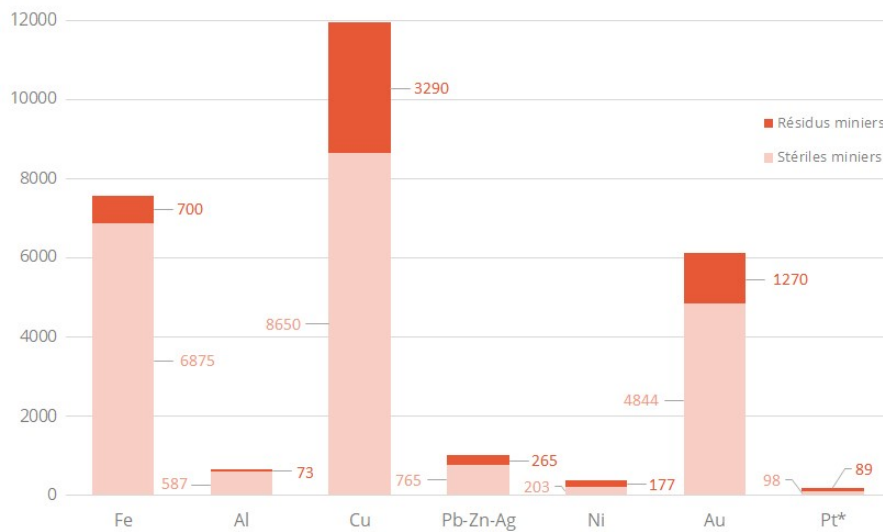
²⁸⁵ Une **substitution 1:1** (1 pour 1) est le principe selon lequel le métal recyclé peut être utilisé comme substitut complet du métal primaire, chaque tonne de métal recyclé évitant ainsi la production d'une tonne de métal primaire. Cette hypothèse est controversée, car elle ne tient pas compte de phénomènes inhérents au recyclage, tels que les pertes (Voir le § 3.2.1 relatif aux différents types de pertes, et le § 3.2.2 relatif aux implications exergetiques). Le « mythe » de la substitution 1:1 sera discuté en § 4.3.3.

²⁸⁶ Traduction : « *Chaque kilogramme récupéré et réutilisé remplace un kilogramme qui doit être extrait et traité, avec toutes les conséquences environnementales, sociales et économiques que cela implique.* »

²⁸⁷ Cette affirmation de Graedel (2011b) sous-entend la possibilité d'une substitution 1:1, ce qui est controversé (cf. note de bas de page 285). Si le remplacement n'est certainement pas de 100 %, l'intérêt global reste valable.

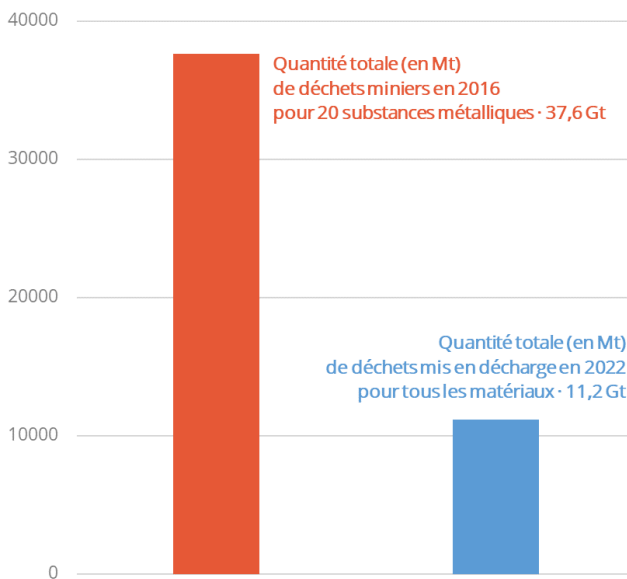
²⁸⁸ La quantité de déchets mis en décharge (11,2 Gt) proposée par Circle Economy (2022) est évaluée à partir d'un état des lieux des flux de matières et de ressources (minéraux industriels, métaux, combustibles fossiles et biomasse) à l'échelle internationale en 2022. Cette valeur a été comparée à d'autres publications afin de confirmer sa robustesse. Ainsi, Circle Economy (2022) (données de 2022) considère un total de ressources entrant dans l'économie mondiale (R_M) de 100,6 Gt (92,0 Gt de ressources extraites + 8,6 Gt de ressources recyclées) et un total de 25,2 Gt de déchets (hors déchets miniers), soit 25 % des R_M . Sur la quantité totale de déchets, ces auteurs estiment que 11,2 Gt finissent en décharge (Circle Economy, 2022). Haas, et al. (2015) (données de 2005) considèrent un total de R_M de 62 Gt (58 Gt de ressources extraites + 4 Gt de ressources recyclées) et un total de 13 Gt de déchets (hors déchets miniers), soit 27 % des R_M . Sur la quantité totale de déchets, ces auteurs estiment que seulement 4 Gt sont recyclées ; autrement dit, 9 Gt finissent en décharge (Haas, et al., 2015). UNEP (2024) (données de 2020) considère un total de ressources entrant dans l'économie mondiale de 95,1 Gt (uniquement ressources extraites) et un total de 19,9 Gt de déchets. Sur la quantité totale de déchets, ces auteurs estiment que seulement 6,1 Gt sont recyclées, autrement dit 13,8 Gt finissent en décharge (UNEP, 2024).

²⁸⁹ Une autre incertitude provient du fait que la quantité de déchets mis en décharge annuellement concerne le flux global de ressources (minéraux industriels, métaux, combustibles fossiles et biomasse) (Circle Economy, 2022) et pas seulement les flux de déchets associés aux principaux métaux et minéraux.



Graphique a · Quantités de résidus miniers et de stériles miniers estimées en 2011 dans le monde (en millions de tonnes ou Mt) pour 11 métaux ; d'après données issues de (Mudd & Boger, 2013)

Détails sur les données : Les 11 métaux ici représentés sont : le fer (Fe), l'aluminium (Al), le cuivre (Cu), le plomb, le zinc et l'argent (Pb-Zn-Ag), le nickel (Ni), l'or (Au), et les 4 éléments du groupe du platine (Pt* = platine [Pt], palladium [Pd], rhodium [Rh] et or [Au], également appelé « 4E »), d'après (Mudd & Boger, 2013). La quantité de déchets miniers (stériles et résidus) associée à ces 11 métaux s'élève à environ 28 milliards de tonnes (Gt) (Mudd & Boger, 2013). En ajoutant le charbon, l'uranium et les diamants, Mudd & Boger (2013) estiment la quantité de stériles miniers à environ 56 Gt et la quantité de résidus miniers à environ 7 Gt, soit une quantité totale de déchets miniers de 63 Gt. Baker, et al. (2020) proposent des estimations actualisées en 2016 en prenant en compte 21 métaux et minéraux²⁹⁰, soit 72 Gt de stériles miniers et environ 9 Gt de résidus miniers.



Graphique b · Mise en parallèle de la quantité (en Mt) de déchets miniers en 2016 pour 20 substances métalliques (hors minéraux industriels et charbon), d'après (Mudd & Boger, 2013 ; Baker, et al., 2020), et de la quantité de déchets mis en décharge en 2022 pour tous les matériaux²⁸⁸, d'après (Circle Economy, 2022)

Détails sur les données et hypothèses : Afin d'évaluer la quantité totale de déchets miniers hors charbon en 2016, SystExt s'est tout d'abord appuyée sur les travaux de Baker, et al. (2020) qui précisent que 8 % des résidus miniers sont associés au charbon ; soit une quantité totale de résidus miniers hors charbon de 8,1 Gt. Cette précision n'étant pas fournie pour les stériles miniers, SystExt s'est appuyée sur les travaux de Mudd & Boger (2013) qui précisent que 59 % des stériles miniers sont associés au charbon, et a appliqué ce pourcentage sur la quantité totale de stériles miniers estimée par Baker, et al. (2020) ; soit une quantité totale de stériles miniers hors charbon de 29,5 Gt.

Figure 65 : Tendances sur les quantités de déchets générés par les filières primaires (résidus et stériles miniers) et par les filières secondaires (déchets mis en décharge) dans le monde ; d'après données issues de (Mudd & Boger, 2013 ; Baker, et al., 2020 ; Circle Economy, 2022)

²⁹⁰ Baker, et al. (2020) prennent en compte les métaux et minéraux sélectionnés par Mudd & Boger (2013) (hors diamants et argent) ainsi que : les phosphates, le chrome, le molybdène, l'étain, le vanadium, le manganèse, le niobium, les terres rares et le lithium.

La conclusion précédente est renforcée par le fait que l'évaluation présentée en *Figure 65, page précédente*, ne porte que sur les stériles et les résidus miniers. Elle ne tient donc pas compte de toutes les autres sources de pollution, en particulier les eaux minières (les volumes d'eaux associés se comptant en centaines, voire en milliers, de milliards de litres chaque année (SystExt, 2021)).

En outre, il est de plus en plus reconnu que **l'intérêt environnemental lié à l'évitement de la production primaire est généralement beaucoup plus important que celui lié à l'évitement de la mise en décharge** (à tonne de matériau donnée) (Geyer, et al., 2015), alors que cette dernière correspond à l'option ultime qui doit être mise en œuvre après que toutes les autres stratégies de gestion des déchets ont été éprouvées.

Il serait également nécessaire de prendre en compte les surfaces affectées par les filières primaires ainsi que la dégradation des milieux, étendue et souvent irréversible, qu'elles provoquent (SystExt, 2021). Plusieurs auteurs rappellent ainsi l'intérêt environnemental des filières secondaires au regard de deux problématiques majeures posées par les filières primaires : la **génération de sources de pollution considérables** et les **émissions de substances polluantes (voire toxiques) vers tous les milieux** (Ayres, 1992 ; UNEP, 2013 ; Worrell & Reuter, 2014) ; ainsi que souligné par (Ayres, 1992, p. 816)²⁹¹ : « [...] *extraction of virgin ores of the toxic heavy metals must be drastically reduced, and many industrial processes must be changed to eliminate or recover and utilize most, if not all, waste products. It follows that inherently dissipative uses of material goods – especially toxic, mutagenic, or carcinogenic ones – must be curbed; materials must be increasingly remanufactured or otherwise recycled.* »²⁹²

Au-delà des enjeux relatifs aux déchets et à la dégradation des milieux, l'intérêt environnemental des filières secondaires par rapport aux filières primaires peut être appréhendé à partir de ce qui différencie au plus leurs processus de production, comme décrit dans le *Tableau 9*.

Processus de production de métaux à partir de matières premières primaires	Processus de production de métaux à partir de matières premières secondaires (recyclage)
Exploitation minière sur des volumes considérables de roches	Collecte des déchets pouvant nécessiter d'importantes opérations de transport
Étape de concentration principalement menée en voie humide (broyage, séparation gravimétrique, flottation, le plus souvent)	Étape de prétraitement principalement menée en voie sèche (cisaillement-broyage, séparations électrostatique et électromagnétique, le plus souvent) – la voie humide étant réservée à certains traitements spécifiques
Extraction par voie pyro- ou hydrométallurgique sur minerai ou concentré présentant des concentrations moyennes à très faibles pour la ou les substance(s) d'intérêt	Traitement principalement par voie pyrométallurgique sur ferrailles triées présentant généralement des concentrations élevées pour la ou les substances d'intérêt – la voie hydrométallurgique étant réservée à certaines substances

Tableau 9 : Principaux facteurs qui différencient, selon SystExt, les processus de production associés aux filières primaires et secondaires

²⁹¹ L'étude d'Ayres (1992) porte sur les substances toxiques et écotoxiques, en particulier l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'argent (Ag), l'uranium (U), le plutonium (Pu) et le zinc (Zn). Elle se concentre sur les problématiques environnementales à long terme posées par ces substances, qui sont mobilisées et dissipées dans l'environnement par les activités industrielles (de la production à l'utilisation).

²⁹² Traduction : « [...] *l'extraction de minerais primaires contenant des métaux lourds toxiques doit être considérablement réduite, et de nombreux procédés industriels doivent être modifiés afin d'éliminer ou de récupérer et d'utiliser la plupart, sinon la totalité, des déchets. Il s'ensuit que les utilisations intrinsèquement dissipatives des matériaux – en particulier ceux qui sont toxiques, mutagènes ou cancérigènes – doivent être réduites ; les matériaux doivent être de plus en plus remanufacturés ou sinon recyclés.* »

Ainsi, pour la plupart des ferrailles, les processus de réutilisation, de refabrication et de recyclage s'opèrent en voie sèche. À l'inverse, les filières primaires sont très consommatrices d'eau, l'étape de concentration représentant à elle seule environ 70 % de l'eau consommée sur un site minier (SystExt, 2021). Par conséquent, **les quantités d'eau utilisée par les filières secondaires peuvent être considérées comme négligeables par rapport aux filières primaires.**

La *Figure 66* illustre la part que chaque étape de la production primaire de 23 métaux et alliages représente dans les implications pour la santé humaine et dans les dommages aux écosystèmes (critères de la méthodologie ACV) (Nuss & Eckelman, 2014)^{293,294}.

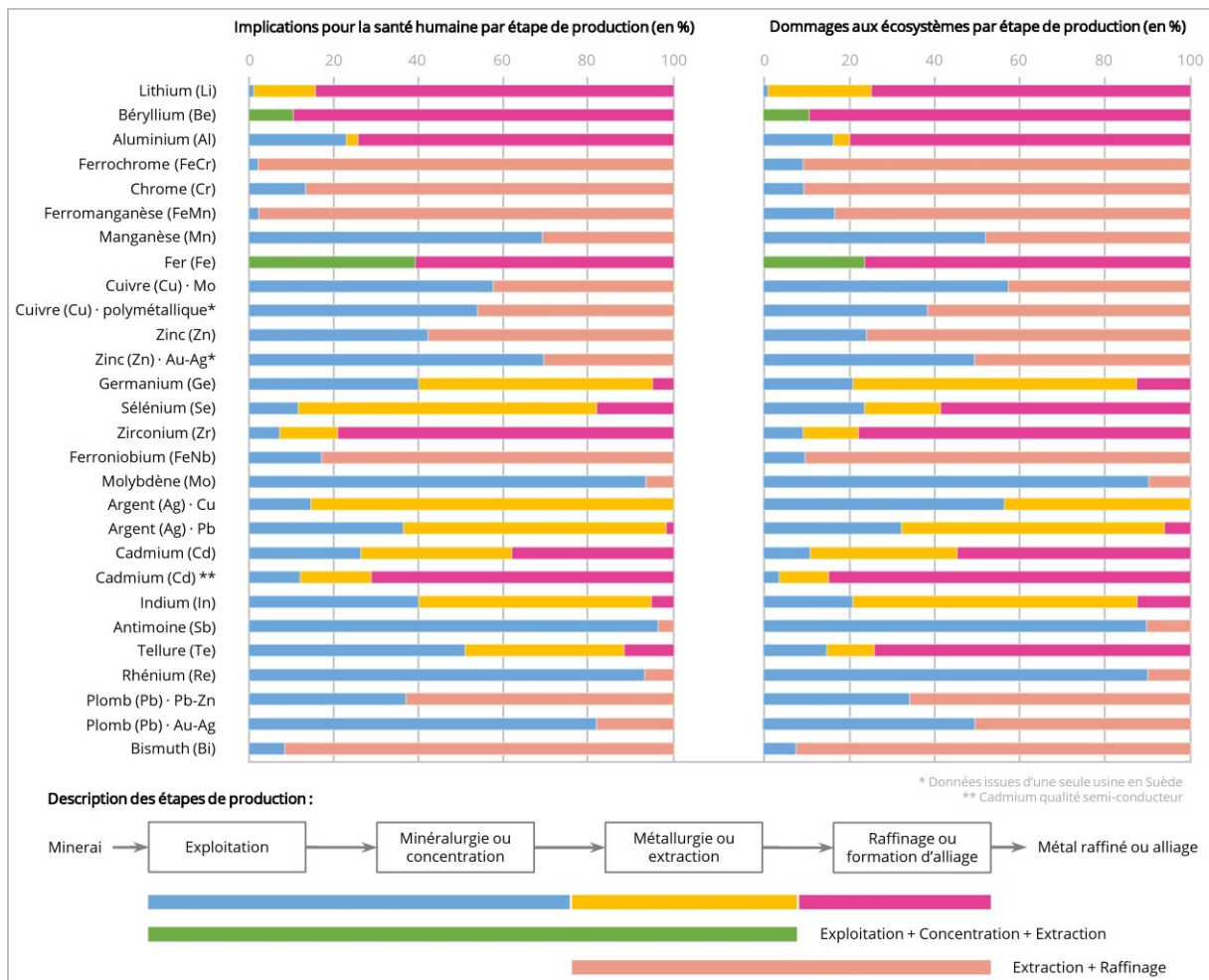


Figure 66 : Part (en %) que chaque étape de la production primaire de 23 métaux et alliages représente dans les implications pour la santé humaine et dans les dommages aux écosystèmes (critères ACV) ; traduit et modifié (mise en forme et simplification des champs) de (Nuss & Eckelman, 2014, p. 7)

²⁹³ L'étude de Nuss & Eckelman (2014) consiste en une évaluation de l'impact environnemental de 63 métaux du « berceau à la porte » (ou de la mine à l'obtention d'un métal utilisable), fondée sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV). Dans ce cadre, six catégories d'impact (ou critères) ont été calculées, dont les incidences potentielles sur la santé humaine et les dommages causés aux écosystèmes (ou *potential impacts to human health and ecosystem damage* en anglais). Plusieurs catégories d'impact n'ont pas – ou que partiellement – été prises en compte, comme la toxicité, l'effet sur la santé humaine ou l'utilisation des sols, du fait du manque de données d'inventaire et des limites de la méthodologie ACV (Nuss & Eckelman, 2014).

²⁹⁴ Remarques : (1) Les étapes d'exploitation et de concentration n'ont pas pu être distinguées. Dans certains cas, ces étapes n'ont pas pu être distinguées non plus de celle d'extraction (couleur verte sur la *Figure 66*, ex : Be et Fe). Dans de nombreux cas, l'étape d'extraction n'a pas pu être distinguée de celle du raffinage (couleur saumon sur la *Figure 66*, ex : Cr, Zn, Pb). (2) Certains métaux sont distingués selon leurs filières d'approvisionnement, précisées par un point médian (ex : « Argent (Ag) · Cu » = argent produit à partir du minerai de cuivre).

En corrélant les facteurs qui différencient les processus de production associés aux filières primaires et secondaires (*Tableau 9*) et la part que représente chaque étape de la production primaire dans les critères d'impacts ACV (*Figure 66*), il est possible d'**estimer les impacts qui peuvent être évités par le recyclage**. En première approche, SystExt considère que les impacts associés aux phases d'exploitation et de concentration (en bleu sur la *Figure 66*) seraient alors évités, ce qui représente approximativement : 20% des impacts pour l'aluminium (Al) ; 50 % des impacts pour le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) ; ou encore 90 % des impacts pour le molybdène (Mo) et l'antimoine (Sb).

Quantités moindres d'énergie et d'émissions de gaz à effet de serre

Bien que l'intérêt environnemental des stratégies associées à la réutilisation et à la refabrication (R04 et R08) soit peu étudié, celui-ci pourrait être particulièrement élevé (*Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Steinhilper & Weiland, 2015*), comme souligné par (*Allwood, et al., 2011, p. 371*) : « *Although environmental impacts are not the motivation for current remanufacturing, the approach is beneficial and various case studies suggest energy and material savings between 30 and 90% compared to manufacturing new parts.* »^{295,296}

Les travaux de *McKenna, et al. (2013)*, portant sur le marché des pièces automobiles (véhicules particuliers) en Allemagne, permettent d'illustrer cet intérêt. Comme schématisé sur la *Figure 67*, environ 85 % de ce marché est constitué de pièces neuves ; les 15 % restants se répartissant entre les pièces refabriquées (R07 et R08) (10 %) et les pièces issues de la réutilisation directe (R04) (5 %). Sur les quelque 3 millions de voitures qui sont mis au rebut chaque année, seuls 14 % sont démantelés en Allemagne, le reste étant exporté. Parmi les pièces automobiles provenant de ce démantèlement, 70 % sont destinés à être directement réutilisés et 30 % alimentent les filières de refabrication.

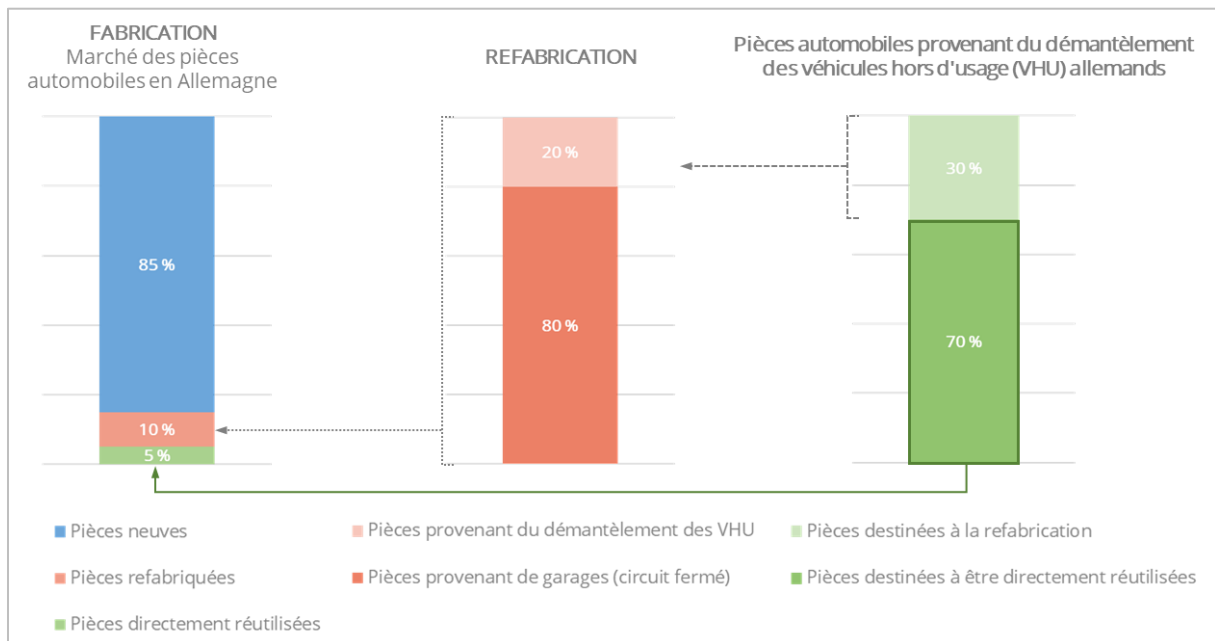


Figure 67 : Représentation schématique des flux de pièces automobiles en Allemagne | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (*McKenna, et al., 2013*)

²⁹⁵ Traduction : « *Bien que les incidences sur l'environnement ne soient pas la raison d'être de la refabrication actuelle, l'approche est bénéfique et diverses études de cas suggèrent des économies d'énergie et de matériaux de l'ordre de 30 à 90 % par rapport à la fabrication de pièces neuves.* »

²⁹⁶ *Steinhilper & Weiland (2015)* précisent les valeurs fournies par *Allwood, et al. (2011)*, à savoir une valeur moyenne de 50 % pour les économies d'énergie et une valeur moyenne de 80 % pour les économies de matériaux, par rapport à une nouvelle production.

Ces auteurs concluent que **l'énergie utilisée lors de la réutilisation directe est négligeable**, et que l'énergie associée à la refabrication représente 55 % de celle nécessaire à la production primaire des mêmes pièces, ce qui met en exergue l'intérêt de privilégier la première stratégie (McKenna, et al., 2013). Bien que les économies associées à la réutilisation semblent faibles par rapport à la consommation d'énergie totale du secteur automobile allemand (de l'ordre de quelques pour cent), cette stratégie offre un potentiel significatif, au regard des mesures déjà engagées par le secteur en termes d'efficacité énergétique (McKenna, et al., 2013).

Comme introduit précédemment, l'évaluation globale de l'intérêt environnemental des stratégies de gestion des déchets se réduit le plus souvent à la comparaison du recyclage avec la production primaire, par l'étude de deux critères : la consommation d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre (GES) associées. Bien que les approches, les hypothèses de calcul et les résultats quantitatifs puissent différer, **tous les auteurs étudiés concluent à l'intérêt du recyclage, pour ces deux paramètres** (Grimes, et al., 2008 ; Bigum, et al., 2012 ; Rankin, 2012 ; UNEP, 2013 ; Worrell & Reuter, 2014 ; Turner, et al., 2015 ; Ciacci, et al., 2016 ; Van der Voet, et al., 2018 ; Fritz, et al., 2020 ; Charpentier Poncelet, et al., 2022a ; Grosse, 2023). Grimes, et al. (2008) évaluent ainsi la consommation d'énergie et les émissions carbone associées au traitement métallurgique²⁹⁷ de sept métaux ferreux et non ferreux, ainsi que présenté dans le *Tableau 10*. Seules les valeurs associées au traitement par voie pyrométallurgique sont affichées, car il s'agit soit de l'unique voie de traitement des ferrailles (pour l'aluminium, le fer/acier, le plomb, le nickel et le zinc), soit de la voie de traitement privilégiée (pour le cuivre et l'étain)²⁹⁸. Bien que les auteurs ne précisent pas les pertes de propriété associées aux traitements pyrométallurgiques considérés, la différence entre les productions secondaire et primaire en termes de consommation d'énergie et d'émissions carbone est substantielle, **souvent supérieure à 90 %**.

Substance	Production primaire		Production secondaire		Différence	
	Énergie (en TJ)	Émissions (en kt CO ₂)	Énergie (en TJ)	Émissions (en kt CO ₂)	Énergie (en TJ)	Émissions (en kt CO ₂)
Aluminium (Al)	4 700	383	240	29	4 460 · 95 %	354 · 92 %
Cuivre (Cu)	1 690	125	630	44	1 060 · 63 %	81 · 65 %
Étain (Sn)	1 820	218	20	2	1 800 · 99 %	216 · 99 %
Fer-acier (Fe)	1 400	167	1 170	70	230 · 16 %	97 · 58 %
Plomb (Pb)	1 000	163	13	2	987 · 99 %	161 · 99 %
Nickel (Ni)	2 064	212	186	22	1 878 · 91 %	190 · 90 %
Zinc (Zn)	2 400	236	1 800	140	600 · 25 %	96 · 41 %

Tableau 10 : Comparaison de la consommation d'énergie (en térajoules ou 10¹² J ou TJ) et des émissions associées (en milliers de tonnes de CO₂ ou kt CO₂) des productions primaire et secondaire de 7 métaux (pour 100 000 tonnes produites) ; d'après données issues de (Grimes, et al., 2008)

²⁹⁷ La méthodologie mise en œuvre par Grimes, et al. (2008) repose notamment sur trois axes : (1) étude détaillée de la littérature de référence pour extraire les données disponibles sur la consommation d'énergie et les émissions carbone associées ; (2) sélection des données sur la base des meilleures techniques disponibles (et non sur les moyennes de consommation d'énergie et d'émissions) pour des situations « réalisables », les valeurs retenues étant les plus acceptables et les plus justifiables ; (3) vérification de toutes les hypothèses associées aux données et homogénéisation des unités en mégajoules (MJ) par kilogramme de produit pour l'énergie, et en tonnes de CO₂ par tonne de produit pour les émissions de carbone. Pour toutes les substances étudiées, les limites du cycle de vie sont fixées comme suit : prise en compte uniquement de la conversion du concentré de minerai en métal dans la production primaire, et uniquement de la conversion des ferrailles triées en métal dans la production secondaire (afin d'éviter les difficultés méthodologiques associées à l'intégration des étapes d'exploitation et de concentration, pour les minerais, et des étapes de collecte et de prétraitement, pour les ferrailles) (Grimes, et al., 2008).

²⁹⁸ Voir notamment la section « Traitement » du § 2.3.1. Grimes, et al. (2008) fournissent également les valeurs de la consommation d'énergie et des émissions carbone associées pour la voie hydrométallurgique, le cas échéant.

L'évaluation environnementale du recyclage en France permet d'appréhender ce que ces valeurs peuvent représenter à l'échelle d'un pays (Ademe & Federec, 2017)²⁹⁹. L'étude correspond à un bilan pour les 10 filières de recyclage les plus représentatives du marché français³⁰⁰, fondé sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV) et se concentrant sur deux critères : la consommation d'énergie et la contribution au changement climatique. Les auteurs considèrent que **le fer/acier et l'aluminium représentent 47 % de la consommation d'énergie primaire évitée et 96 % des émissions évitées par le recyclage**, alors que ces deux filières ne représentent que 26,6 % du tonnage total de déchets collectés (Ademe & Federec, 2017)^{301,302}.

L'ensemble des éléments présentés jusqu'alors démontre l'intérêt environnemental majeur des stratégies de gestion des déchets, y compris du recyclage, par rapport à la production primaire. Malgré les limites techniques associées à cette dernière stratégie (détaillées dans le § 2.3), **SystExt considère que la mine secondaire reste préférable à la mine primaire.**

Évolution des systèmes miniers accentuant l'intérêt environnemental des filières secondaires

Les systèmes miniers primaires se caractérisent par une complexification et une intensification croissantes, entretenues et accélérées par des évolutions techniques et technologiques qui ont permis l'exploitation de minerais jusqu'alors non rentables (Rötzer & Schmidt, 2018 ; Priester, et al. 2019 ; Sánchez & Hartlieb, 2020 ; Hoal, et al., 2022). Ces évolutions conduisent à trois tendances, avérées et reconnues à l'international (SystExt, 2021) : la diminution des teneurs d'exploitation ; l'accroissement de la part de minerais complexes et réfractaires ; et l'augmentation des profondeurs et des surfaces d'exploitation. Ces tendances conduisent à une augmentation exponentielle des quantités d'énergie et d'eau utilisées, des quantités de déchets et d'effluents miniers générés, ainsi que des surfaces affectées, pour produire la même quantité de métal (SystExt, 2021).

À ce titre, selon Nuss & Eckelman (2014) – dont les travaux ont été présentés précédemment en *Figure 66* – la part que les étapes d'exploitation et de concentration représentent dans les différentes catégories d'impact pourrait augmenter sous l'effet de ces tendances. Or, il s'agit justement, selon SystExt, des étapes qui portent les impacts qui peuvent prioritairement être évités par le recyclage.

²⁹⁹ L'étude d'Ademe & Federec (2017) conclut à des valeurs très similaires à celles de Grimes, et al. (2008) : le recyclage du fer/acier représentant 40 % de la consommation d'énergie et 57 % des émissions carbone de la production primaire (respectivement 16 % et 58 % dans (Grimes, et al., 2008)) ; le recyclage de l'aluminium représentant 94 % de la consommation d'énergie et 93 % des émissions carbone de la production primaire (respectivement 95 % et 92 % dans (Grimes, et al., 2008)).

³⁰⁰ Les 10 filières étudiées sont : les métaux ferreux (fer/acier) ; les métaux non ferreux, aluminium et cuivre ; les papiers et les cartons ; le verre d'emballage ; les plastiques polytétrafluorure d'éthylène (PET) et les plastiques polyéthylène haute densité (PEhd) d'emballage ; les déchets du bâtiment à destination des techniques routières (granulats) ; les textiles (Ademe & Federec, 2017).

³⁰¹ En 2014, le recyclage en France pour ces 10 filières a permis d'éviter la consommation d'énergie primaire (renouvelable et non renouvelable) d'environ 123 500 GWh d'énergie. Cette consommation évitée se répartit entre le carton (33 % du total – pour 4 500 kt collectées soit 8,8 % du tonnage collecté total [T_C]), les métaux ferreux (27 % du total – pour 12 900 kt collectées soit 25,4 % du T_C) et l'aluminium (20 % du total – pour 589 kt collectées soit 1,2 % du T_C). Les autres filières contribuent à hauteur de 20 % du total (pour 32 890 kt collectées soit 64,6 % du T_C, dont 27 700 kt de déchets du bâtiment). Le recyclage pour ces 10 filières a également permis d'éviter environ 22 500 kt (CO₂ équivalent ou CO_{2-eq}) d'émissions carbone. Ces émissions évitées se répartissent entre les métaux ferreux (76 % du total ou 17 000 kt CO_{2-eq}) et l'aluminium (20 % du total ou 4 470 kt de CO_{2-eq}). Les autres filières contribuent à hauteur de 4 % du bilan (pour 32 900 kt collectées soit 73,4 % du T_C). (Ademe & Federec, 2017)

³⁰² En mars 2024, l'ADEME a publié un bilan du recyclage 2012-2021 traitant de l'évolution du recyclage en France pour 9 matériaux, et également basé sur la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV) (Baudry, et al., 2024). Cette étude précise les données de (Ademe & Federec, 2017) en détaillant notamment : (1) l'évolution des filières de recyclage pour le fer/acier, l'aluminium, le cuivre, le plomb et le zinc sur la période 2012-2021 ; (2) les quantités de matières produites en France, importées, exportées, recyclées et réincorporées par filière (Baudry, et al., 2024).

Plus généralement, la plupart des auteurs considèrent que ces évolutions accentuent l'intérêt environnemental des filières secondaires par rapport aux filières primaires et estiment que l'offre secondaire devrait conséquemment représenter une part croissante de l'offre métallique (UNEP, 2013 ; Ciacci, et al., 2016 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Hagelüken & Goldmann, 2022), comme synthétisé par (Chen & Zeng, 2022, p. 288) : « **An important and probably unavoidable trend is that the potential and importance of urban mining relative to natural mining will keep growing over time. This will occur for several reasons: (1) the amount of metals in natural reserves will be decreasing with excavation occurring every day, and the amount of metals accumulated in urban stocks will keep increasing [...]; (2) the average concentrations of concerned metals in natural ores tend to decline over time [...], and technologies for recycling metals from EoL products will keep improving; (3) the location of new natural mines is becoming more remote, and EoL products containing metals are around us in cities.** »³⁰³

4.1.2. Valorisation du gisement secondaire déterminée par la teneur et le prix

Comparaison des concentrations dans les sources secondaires et dans les sources primaires

Les concentrations en métaux dans les sources secondaires (ou concentrations dans les produits) sont généralement équivalentes ou supérieures à celles dans les sources primaires (ou concentration dans les minerais) (Graedel, 2011b ; Schäfer & Schmidt, 2020a ; Hagelüken & Goldmann, 2022), comme exemplifié dans le *Tableau 11*.

Élément	Usage	C _{secondaire} (en %) ³⁰⁴	C _{primaire} (en %) ³⁰⁵	Rapport C _{secondaire} /C _{primaire}
Aluminium (Al)	Emballages	72	25	3
Cadmium (Cd)	Piles (grand public)	33	0,02	1650
Cobalt (Co)	Superalliages	11	0,1	110
Cuivre (Cu)	Électricité	11	0,6	18
Étain (Sn)	Laiton et bronze	15	0,5	30
Fer (Fe)	Transport	69	45	2
Nickel (Ni)	Aérospatial	40	0,8	50
Plomb (Pb)	Batteries	55	3,4	16
Tantale (Ta)	Outils de coupe	4	0,025	160
Tungstène (W)	Carbures cémentés	70	0,2	350

Tableau 11 : Concentrations dans les sources secondaires et dans les sources primaires pour 10 combinaisons métal-usage ; d'après données issues de (Schäfer & Schmidt, 2020b)

³⁰³ Traduction : « Une tendance importante et probablement inévitable est que le potentiel et l'importance de la mine secondaire par rapport à la mine primaire ne cesseront de croître au fil du temps. Cela se produira pour plusieurs raisons : (1) la quantité de métaux dans les réserves naturelles diminuera avec l'excavation qui a lieu tous les jours, et la quantité de métaux accumulés dans les stocks urbains continuera d'augmenter [...]; (2) les concentrations moyennes des métaux concernés dans les minerais naturels ont tendance à diminuer avec le temps [...], et les technologies de recyclage des métaux provenant des produits en fin de vie ne cesseront de s'améliorer ; (3) l'emplacement des nouvelles mines primaires est de plus en plus éloigné, et les produits en fin de vie contenant des métaux nous entourent dans les villes. »

³⁰⁴ La concentration dans les sources secondaires (C_{secondaire}) – soit la concentration dans l'usage ici – est tirée de (Schäfer & Schmidt, 2020b, pp. S4-S18). Au regard de la pluralité des produits et de la variabilité de leurs compositions, ces valeurs doivent être considérées comme des ordres de grandeur.

³⁰⁵ La concentration dans les sources primaires (C_{primaire}) – soit la teneur d'exploitation moyenne à l'international ici – est issue d'une étude en cours de réalisation par SystExt, comme détaillé en note de bas de page 409.

Cependant, **les concentrations en métaux dans les sources secondaires peuvent varier considérablement et s'avèrent faibles pour de nombreux usages** (Schäfer & Schmidt, 2020a). En effet, la complexification des produits détaillée dans le § 2.2.2 (association de nombreux composants et matériaux, sollicitation de plusieurs dizaines de substances, alliages de plus en plus sophistiqués, dopages) conduit à une dilution des métaux telle que, pour un grand nombre d'usages, leur concentration dans les sources secondaires ($C_{\text{secondaire}}$) est inférieure à leur concentration dans les sources primaires (C_{primaire}) (Schäfer & Schmidt, 2020a), ainsi qu'exemplifié dans le *Tableau 12*. Ceci est particulièrement valable pour les métaux de spécialité, dont les rapports ($C_{\text{primaire}}/C_{\text{secondaire}}$) sont le plus souvent inférieurs à 100 mais peuvent être beaucoup plus élevés, à l'image du cérium (Ce), dont la concentration dans les écrans plats est environ 150 000 fois inférieure à la teneur dans les minerais (Schäfer & Schmidt, 2020a).

Élément	Usage	$C_{\text{secondaire}}$ (en %) ³⁰⁴	C_{primaire} (en %) ³⁰⁵	Rapport $C_{\text{primaire}}/C_{\text{secondaire}}$
Antimoine (Sb)	Retardateurs de flamme	0,02	4	242
Béryllium (Be)	Électrique et électronique	7E-03	0,2	29
Chrome (Cr)	Appareils ménagers	7,2	28	4
Cobalt (Co)	Pigments	4,30E-03	0,1	23
Étain (Sn)	Brasure ³⁰⁶	0,12	0,5	4
Europium (Eu)	Luminophores	5,89E-05	0,02	340
Indium (In)	Matériaux semi-conducteurs	3E-05	0,035	1 167
Manganèse (Mn)	Batteries	2	35	18
Zinc (Zn)	Construction	0,16	3	19
Zirconium (Zr)	Céramiques	0,03	0,3	10

Tableau 12 : Concentrations dans les sources secondaires et dans les sources primaires pour 10 combinaisons métal-usage ; d'après données issues de (Schäfer & Schmidt, 2020b)

La *Figure 68, page suivante*, représente ainsi la concentration dans les sources primaires en fonction de la concentration dans les sources secondaires pour 47 métaux et 145 combinaisons métal-usage, classés selon le groupe de métaux (métaux ferreux, métaux non ferreux, métaux précieux, métaux de spécialité) (Schäfer & Schmidt, 2020b). Toutes les données ayant permis la construction de ce graphique^{304,305} sont fournies dans l'*Annexe 7, p. 205*.

Bien que Schäfer & Schmidt (2020b) aient étudié un grand nombre de combinaisons métal-usage (au nombre de 145), il ne s'agit que d'un échantillon limité par rapport à toutes les combinaisons possibles³⁰⁷, étant donné que chaque métal peut être employé dans plus d'une dizaine d'usages (Ciacci, et al., 2015b ; Charpentier Poncelet, et al., 2022b ; Graedel, et al., 2022). Néanmoins, cet échantillon est représentatif des principaux usages des métaux et, donc, des tendances les plus fréquentes en termes de concentration dans les sources secondaires.

³⁰⁶ Le brasage est un procédé d'assemblage de deux pièces par une liaison métallique, la **brasure** étant le résultat de ce procédé. La liaison consiste le, plus souvent, en un alliage d'étain, de cuivre, d'argent, d'aluminium, de titane ou de nickel qui est chauffé pour être déposé entre les deux pièces. Ce procédé se distingue du soudage qui consiste à assembler deux pièces en fusionnant les bords à assembler.

³⁰⁷ L'échantillon de Schäfer & Schmidt (2020b) ne comprend, par exemple, qu'une seule combinaison métal-usage pour certains métaux comme l'arsenic (As), le lithium (Li), le magnésium (Mg) ou le manganèse (Mn).

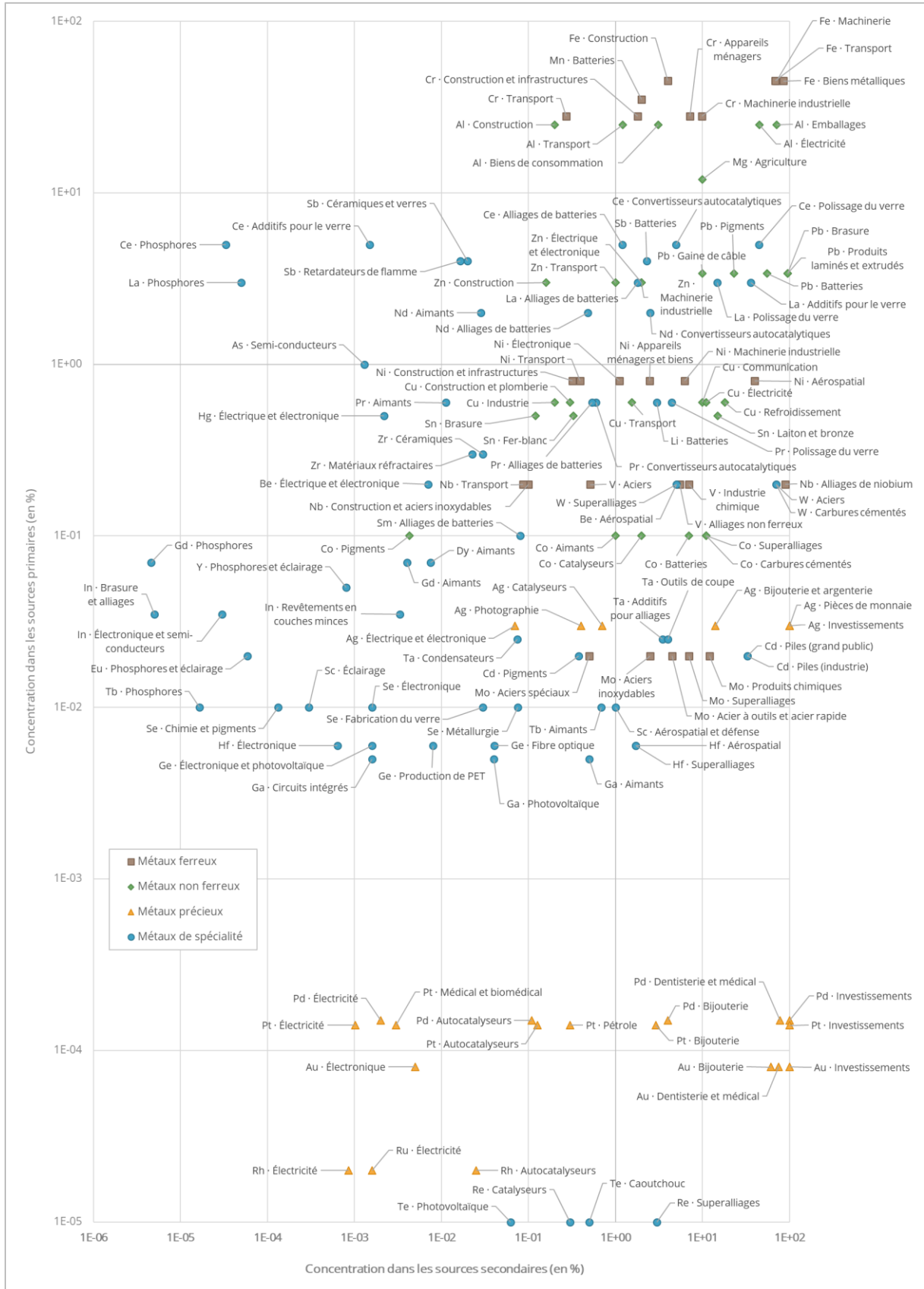
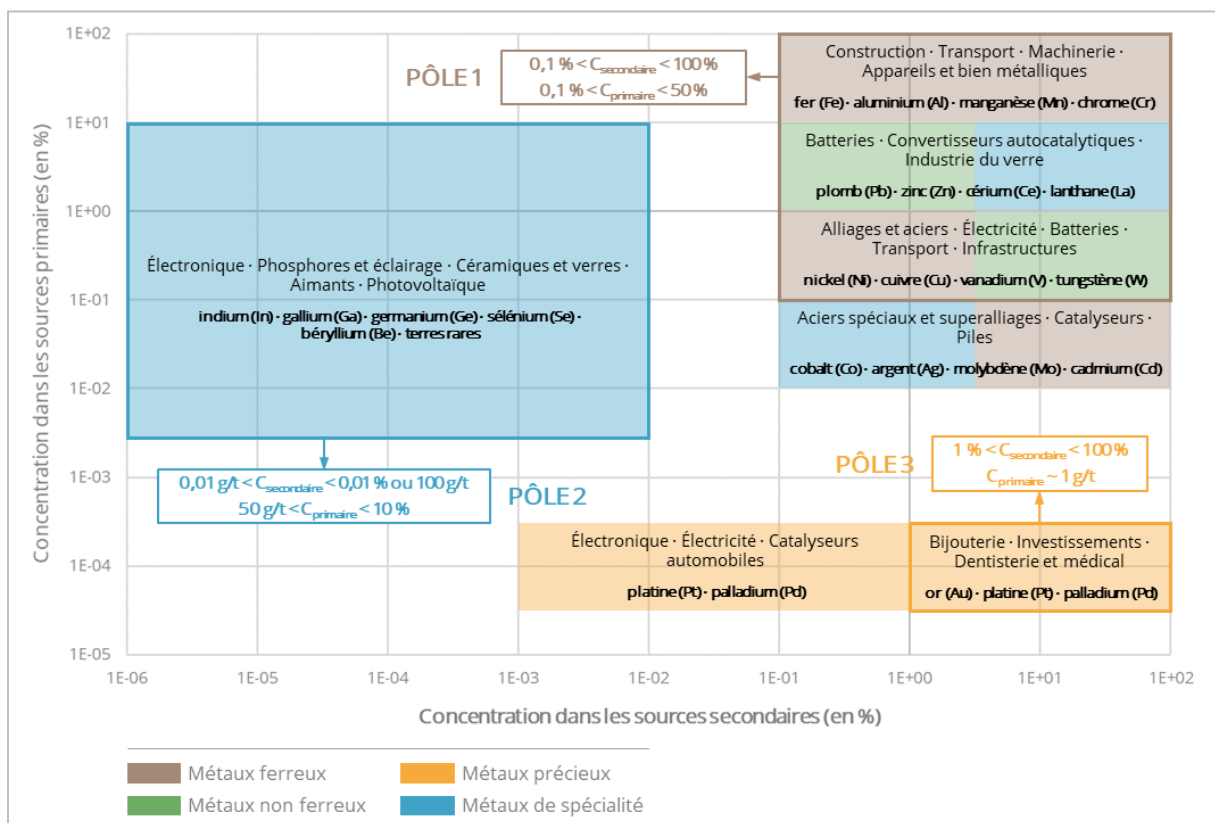


Figure 68 : Concentrations dans les sources primaires en fonction de celles dans les sources secondaires (en %) pour 47 métaux et 145 combinaisons métal-usage, selon le groupe de métaux | **Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Schäfer & Schmidt, 2020b)**

La Figure 69 reprend le graphique de la Figure 68 (et son code couleur pour les groupes de métaux), en mettant en évidence les principaux usages et les principaux métaux qui sont associés à différentes gammes de concentrations (pour les sources secondaires et pour les sources primaires). Trois principaux pôles se distinguent :

- un **pôle 1** qui présente des **concentrations moyennes à élevées tant dans les sources secondaires** (de 0,1 à 100 %) **que dans les sources primaires** (0,1 à 50 %), qui porte principalement sur des **usages « majeurs »** (tels que la construction, le transport, l'électricité ou encore les batteries), et qui concerne principalement des **métaux ferreux et non ferreux** (comme le fer, l'aluminium, le plomb ou le cuivre) ;
- un **pôle 2** qui présente des **concentrations très faibles à faibles dans les sources secondaires** (de 0,01 g/t à 100 g/t), qui porte presque exclusivement sur des **usages « technologiques »** (tels que l'électronique, les céramiques ou les aimants), et qui concerne presque exclusivement des **métaux de spécialité** (comme l'indium, le gallium ou le béryllium) ;
- un **pôle 3** qui présente des **concentrations élevées dans les sources secondaires** (de 1 à 100 %) et **très faibles dans les sources primaires** (environ 1 g/t), qui porte uniquement sur des **usages « spéciaux »** (tels que la bijouterie ou les investissements), et qui concerne uniquement des **métaux précieux** (à savoir, l'or, le platine et le palladium).



Cette représentation permet ainsi de mettre en évidence des « familles » de métaux et d'usages, selon leurs gammes de concentrations dans les sources secondaires et dans les sources primaires.

Liens étroits entre concentration, valeur et recyclage

À l'image des gisements primaires, la valorisation du gisement secondaire³⁰⁸ n'est possible que si les ressources métalliques qu'il contient sont exploitables, dans des conditions techniques et économiques données (Oguchi, et al., 2011 ; Chen & Zeng, 2022).

Dans ce cadre, le premier paramètre à prendre en compte est la **concentration dans les sources secondaires**. La Figure 70 reprend ainsi les données de la Figure 68, en précisant le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) associé à chaque combinaison usage-métal³⁰⁹ (Schäfer & Schmidt, 2020b).

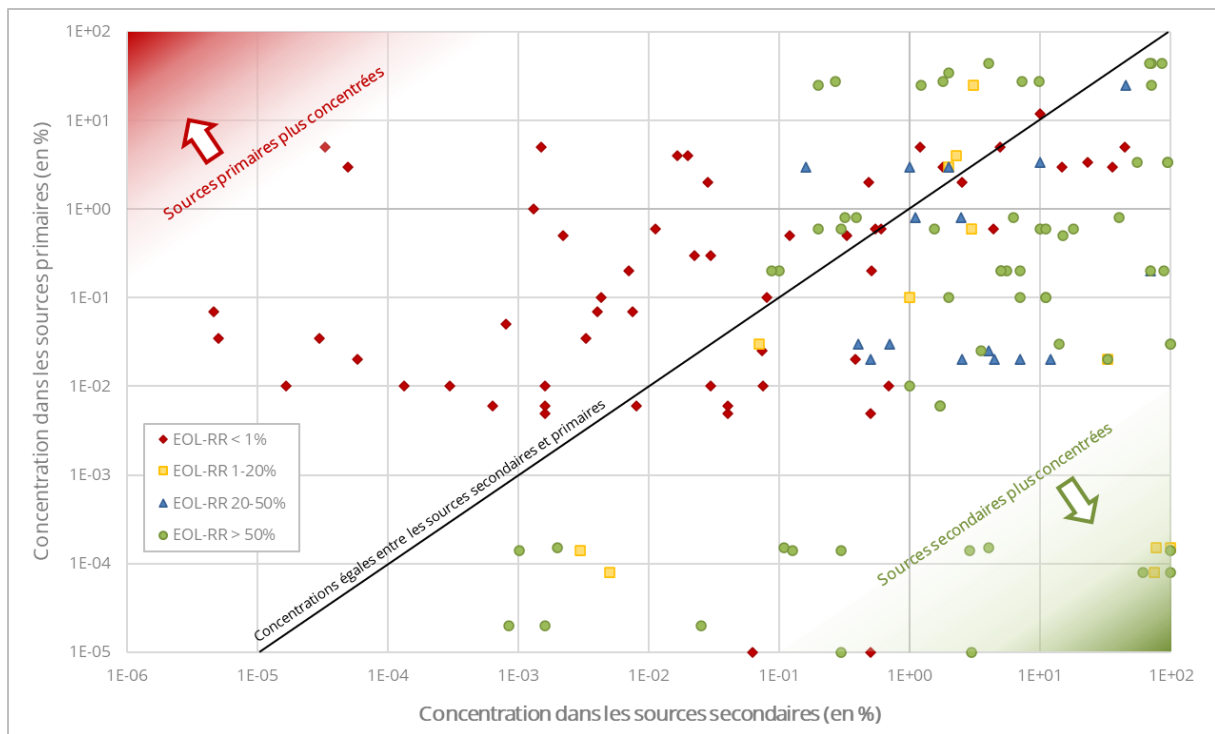


Figure 70 : Concentrations dans les sources primaires en fonction de celles dans les sources secondaires (en %) pour 47 métaux et 145 combinaisons métal-usage, selon le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) ; traduit et modifié (mise en forme et mise à jour des concentrations dans les sources primaires) de (Schäfer & Schmidt, 2020a, p. 510)

Ce graphique met en exergue une tendance importante : **si la concentration d'un métal dans la source secondaire est inférieure à celle dans les sources primaires, il a tendance à ne pas être recyclé ; et inversement** (Johnson, et al., 2007 ; Schäfer & Schmidt, 2020a). Cela s'explique par le fait que la concentration est directement liée à l'effort énergétique requis pour le recyclage du métal, qui est, à son tour, lié aux coûts (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021)³¹⁰.

³⁰⁸ Pour rappel, par « **gisement secondaire** », SystExt entend l'ensemble des ferrailles dont les métaux contenus peuvent être réutilisés ou récupérés (ferrailles d'usine, nouvelles ferrailles et vieilles ferrailles), ce qui exclut les ferrailles ultimes. Cette définition dépend donc de l'accessibilité des stocks de déchets – comme détaillé en § 2.2.3 – mais pas de leur localisation géographique.

³⁰⁹ Le taux de recyclage des produits en fin de vie (ou EOL-RR) est tiré de (Schäfer & Schmidt, 2020b, pp. S4-S18). Pour rappel, toutes les données ayant permis la construction de ce graphique sont fournies dans l'Annexe 7 p. 205.

³¹⁰ Voir la section « 100 % de recyclage n'est pas souhaitable » du § 3.2.3 qui décrit la relation entre le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et la demande d'énergie.

Cependant, l'effort énergétique ne dépend pas que de la concentration du métal dans la source secondaire. Il dépend également de la **forme du métal dans les déchets associés**, et en particulier (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Johnson, et al., 2007 ; Graedel, 2011b ; Reck & Graedel, 2012 ; Worrell & Reuter, 2014 ; Reuter, 2016 ; King, 2019 ; Chen & Zeng, 2022) :

- (1) de son **degré de pureté**, étant donné que son incorporation dans des alliages et des matériaux composites limite les possibilités de récupération sélective ;
- (2) de son **niveau d'imbrication**, étant donné que son intégration dans des composants et/ou des produits complexes conditionne la faisabilité technique et économique du prétraitement.

Ces considérations s'avèrent particulièrement cruciales au regard de la complexification croissante des sources secondaires, qui associent un nombre grandissant de substances hétérogènes³¹¹ ; ce qui les distingue d'ailleurs notablement des minerais (Verhoef, et al., 2004 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Reuter, et al., 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022), comme souligné par (Verhoef, et al., 2004, p. 26) : « *In the recovery of secondary resources, materials must be processed where **metals are physically or chemically linked in combinations that are alien compared with the natural ores in the earth's crust or have a high concentration of undesired impurities** [...]* »³¹².

Le cas de l'indium (In) permet d'illustrer l'importance de la forme du métal (Schäfer & Schmidt, 2021). Sa concentration dans les sources secondaires varie de 1 à 100 g/t (valeur moyenne de 33 g/t dans les cibles ITO) (Schäfer & Schmidt, 2020b ; Schäfer & Schmidt, 2021) et sa concentration dans les sources primaires varie de 1 à 100 g/t (teneur moyenne d'exploitation de 35 g/t), selon SystExt. Malgré la similarité de ces gammes de concentrations, et les grandes quantités de produits en fin de vie qui contiennent de l'indium, ce métal n'est pas recyclé à l'échelle industrielle (Ayres, et al., 2014 ; Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017) (voir l'Encadré 5, p. 99).

Schäfer & Schmidt (2021) précisent néanmoins que, **à concentration égale, le recyclage nécessite moins d'énergie que la production primaire**. Cela est notamment dû à deux effets survenant au cours du processus de recyclage (Johnson, et al., 2007 ; Schäfer et Schmidt, 2021) :

- (1) **l'effet du démantèlement** : la concentration dans les sources secondaires peut ainsi être augmentée de manière significative avec un effort énergétique réduit (ex : tri des circuits imprimés dans les déchets d'équipements électriques et électroniques [DEEE])^{313,314} ;
- (2) **l'effet de la répartition** : un métal à concentration faible peut potentiellement être récupéré lors du recyclage d'un autre métal (ex : récupération des métaux précieux subséquente au traitement des ferrailles de cuivre), sous réserve qu'il soit dirigé vers des filières adaptées³¹⁵.

³¹¹ Pour rappel, certains matériaux, tels que les alliages, les matériaux composites métaux-plastiques et les matrices dopées, présentent une complexité matérielle particulièrement élevée.

³¹² Traduction : « *Lors de la récupération des ressources secondaires, les matériaux doivent être traités lorsque les métaux sont physiquement ou chimiquement liés dans des combinaisons qui sont exotiques par rapport aux minerais naturels de la croûte terrestre ou qui présentent une forte concentration en impuretés indésirables [...]*. »

³¹³ Dans le cas de la production primaire, il n'est pas possible d'augmenter la concentration de manière aussi efficace, le minerai devant être extrait, broyé et traité dans son ensemble (Schäfer & Schmidt, 2021).

³¹⁴ L'intérêt énergétique de l'effet du démantèlement rappelle l'importance de la stratégie R03 « Réduire », en particulier les conceptions visant la simplicité (DfS) et le désassemblage (DfD) (voir à ce sujet le § 3.3.2).

³¹⁵ Contrairement à l'effet du démantèlement, l'effet de la répartition concerne également les filières primaires (ex : récupération de l'indium subséquente au traitement pyrométallurgique du zinc). Cependant, il est plus marqué pour les sources secondaires, qui sont généralement plus riches en métaux, quantitativement et qualitativement, que les minerais (Schäfer & Schmidt, 2021).

De plus, **si la valeur monétaire d'un métal est faible – même si sa concentration dans la source secondaire est supérieure à celle dans les sources primaires – il a tendance à ne pas être recyclé, et inversement** (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Johnson, et al., 2007 ; Schäfer & Schmidt, 2021). Cette tendance a été mise en évidence par Johnson, et al. (2007) pour différents types de déchets : DEEE (circuits imprimés, téléphones portables, ordinateurs), véhicules hors d'usages (VHU), déchets ménagers et déchets de construction et de démolition. En plaçant les métaux constitutifs de ces déchets dans des diagrammes de Sherwood³¹⁶, ils montrent que le recyclage de la plupart d'entre eux n'est pas économiquement rentable, en particulier pour ces deux derniers types de déchets (Johnson, et al., 2007). Ils mettent également en évidence l'effet du démantèlement, avec les exemples du cuivre et du fer, qui peuvent atteindre des concentrations élevées dans les sources secondaires, s'ils sont isolés des flux de déchets lors du démantèlement des VHU ou lors de la déconstruction des bâtiments (Johnson, et al., 2007).

En synthèse, ainsi que schématisé sur la *Figure 71*, **le recyclage d'un métal est d'abord déterminé par sa valeur monétaire**, puis par le rapport entre sa concentration dans la source secondaire et celle dans les sources primaires, comme rappelé par (Schäfer & Schmidt, 2021, p. 72) : « *The higher the concentration ratio (secondary > primary) and the higher the monetary value, the higher the economic incentive to recycle and the higher the EOL-RRs.* »³¹⁷. Il est ensuite déterminé par les effets du démantèlement et de la répartition, et par la forme du métal dans le déchet.

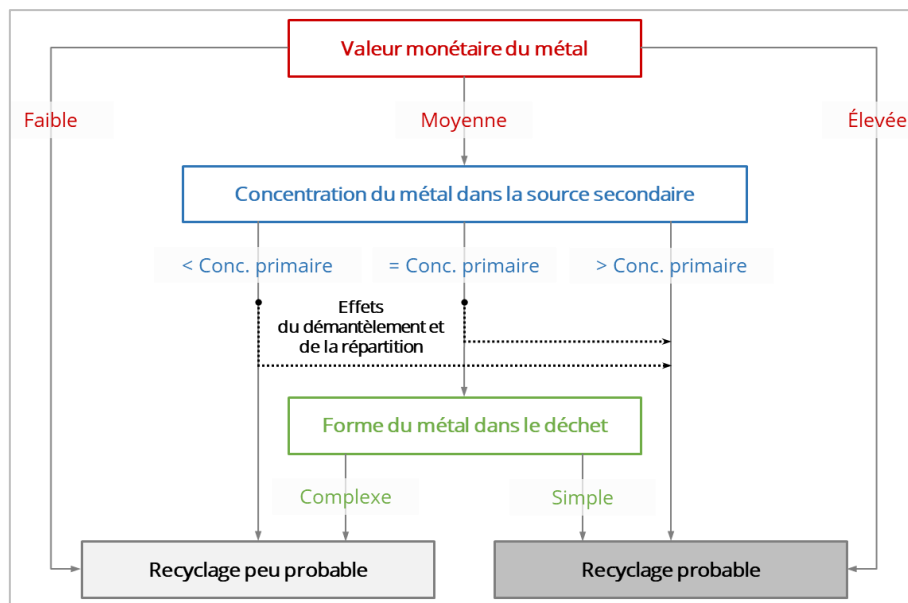


Figure 71 : Représentation schématique des principales tendances qui déterminent le recyclage d'un métal |
Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed

³¹⁶ Le **diagramme de Sherwood** représente le prix du marché (ou valeur monétaire) d'une substance en fonction de sa dilution (inverse de la concentration). Il met en évidence que les prix des métaux varient approximativement de manière proportionnelle à leur concentration dans les gisements ; ce qui permet de tracer une « ligne de Sherwood », au-dessus de laquelle la valorisation du métal est économiquement rentable. (Johnson, et al., 2007)

³¹⁷ Traduction : « *Plus le rapport de concentration (secondaire > primaire) est élevé et plus la valeur monétaire est élevée, plus l'incitation économique au recyclage est forte et plus le taux de recyclage des produits en fin de vie est élevé.* »

4.1.3. Freins au développement des filières secondaires

Défaillances de la Responsabilité élargie du producteur (REP)

Afin de soutenir la mise en œuvre des stratégies de gestion des déchets – et donc le développement des filières secondaires – l’un des principes les plus cités est la **Responsabilité élargie du producteur (REP)**. Ce principe implique que les responsabilités afférentes à la gestion des déchets, traditionnellement attribuées aux consommateurs et aux autorités, doivent être transférées aux fabricants (Lindhqvist, 2000, p. v)³¹⁸ : « *Extended Producer Responsibility (EPR) is a policy principle to promote total life cycle environmental improvements of product systems by **extending the responsibilities of the manufacturer of the product to various parts of the entire life cycle of the product**, and especially to the take-back, recycling and final disposal of the product. [...] Extended Producer Responsibility (EPR) is implemented through administrative, economic and informative policy instruments.* »³¹⁹ Il se donne pour objectif de refléter les coûts du cycle de vie dans le prix d’un produit (Lindhqvist, 2000 ; Beaulieu, et al., 2015). En théorie, il doit donc permettre aux fabricants de « prendre conscience » des coûts induits par leur activité jusqu’à la gestion des déchets, et les inciter à intervenir conséquemment sur l’amont de la chaîne de valeur (conception des produits, procédés de fabrication) (Lindhqvist, 2000 ; Lifset, et al., 2013 ; Beaulieu, et al., 2015). Par conséquent, **la REP doit être considérée comme une approche de politique environnementale relative aux produits**, et pas seulement comme une alternative aux politiques de reprise et de recyclage des produits en fin de vie (Lindhqvist, 2000 ; Lifset, et al., 2013).

La REP fait l’objet de multiples définitions – telles que celle proposée par l’OCDE³²⁰, qui est désormais la plus connue et la plus utilisée (Lifset, et al., 2013 ; Beaulieu, et al., 2015) – et d’un très grand nombre d’instruments (Beaulieu, et al., 2015 ; OECD, 2016). Ainsi, environ 400 instruments de REP ont été mis en place dans le monde (OECD, 2016), portant très majoritairement sur des obligations de reprise (72 %)³²¹ ; les autres instruments portant sur des redevances d’élimination des déchets (16 %) et sur des dépôts et remboursements (11 %)³²² (*Figure 72 à gauche, page suivante*) (OECD, 2013 ; OECD, 2016). L’OCDE constate que **les autres instruments possibles de la REP semblent peu, voire pas du tout, utilisés** (OECD, 2016).

³¹⁸ Thomas Lindhqvist est considéré comme l’un des principaux initiateurs du principe de la REP (Beaulieu, et al., 2015). Ce principe est né en 1990 de l’analyse des expériences associées aux systèmes de gestion des déchets et aux instruments politiques visant à promouvoir une production plus « propre » (Lindhqvist, 2000).

³¹⁹ Traduction : « *La responsabilité élargie du producteur (REP) est un principe politique visant à promouvoir l’amélioration environnementale de l’ensemble du cycle de vie des systèmes de production en étendant les responsabilités du fabricant du produit aux différentes parties de l’ensemble du cycle de vie du produit, et en particulier à la reprise, au recyclage et à l’élimination finale du produit. [...] La responsabilité élargie des producteurs (REP) est mise en œuvre au moyen d’instruments politiques, administratifs, économiques et d’information.* »

³²⁰ « *L’OCDE définit la responsabilité élargie des producteurs (REP) comme une approche de politique environnementale dans laquelle la responsabilité d’un producteur à l’égard d’un produit s’étend au stade postconsommation de son cycle de vie. Une politique de REP est caractérisée par : 1. Le transfert des responsabilités (physique et/ou économique ; totale ou partielle) en amont des municipalités vers les producteurs ; et 2. L’incitation des producteurs à tenir compte de considérations environnementales lors de la conception de leurs produits. Tandis que d’autres instruments politiques tendent à cibler un seul point de la chaîne, la REP cherche à intégrer des signaux liés aux caractéristiques environnementales des produits et des processus de production tout au long de la chaîne de produits.* » Source : page Internet de l’OCDE, consultée le 28/03/2024. [Lien](#).

³²¹ En principe, l’**obligation de reprise** stipule que les fabricants et/ou les distributeurs doivent reprendre sans frais les produits usagés du même type, quand ils vendent un produit neuf. En France, il existe deux types de reprises : la reprise « 1 pour 1 », pour laquelle le produit est repris avec obligation d’achat d’un produit de même type ; la reprise « 1 pour 0 », pour laquelle le produit est repris sans obligation d’achat.

³²² Les dépôts et remboursements se concentrent sur les récipients de boisson usagés et les batteries au plomb (OECD, 2016).

S'agissant des produits concernés, ces instruments portent principalement sur les petits appareils électroniques (35 %), ainsi que sur les pneus (17 %), les emballages (incluant les contenants de boissons) (17 %), les véhicules hors d'usage (VHU) (7 %) et les batteries au plomb (4 %) (*Figure 72 à droite*) (OECD, 2013 ; OECD, 2016). Les 20 % restants concernent des produits moins utilisés, tels que les huiles usagées, la peinture, les produits chimiques, les gros appareils électroménagers et les ampoules fluorescentes (OECD, 2016). Il apparaît donc que les produits dont les coûts d'élimination sont potentiellement élevés et dont les niveaux de consommation sont relativement importants ont été au centre de l'attention dans le cadre des instruments de REP, ce qui reflète l'influence de facteurs politiques, mais aussi de facteurs économiques (OECD, 2016).

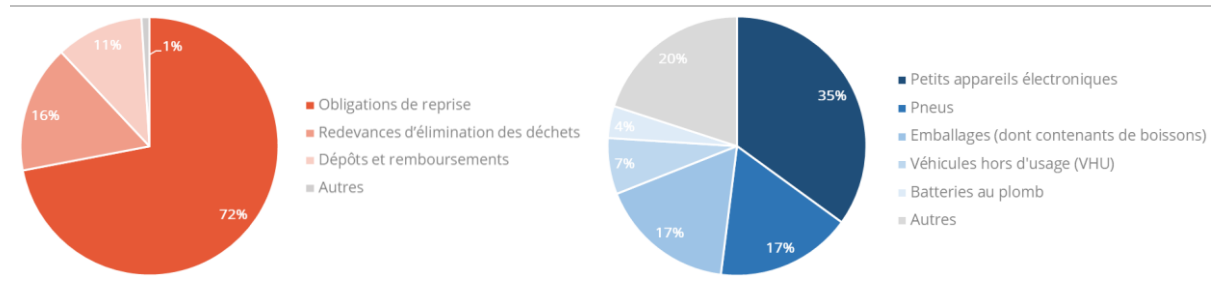


Figure 72 : Répartition des instruments de Responsabilité élargie des producteurs (REP) dans le monde, selon le type de politique (à gauche) et selon le type de produit concerné (à droite) ; d'après données issues de (OECD, 2013 ; OECD, 2016)

Ces statistiques mettent en exergue que la REP se concentre presque exclusivement sur la stratégie de recyclage (R09) et en particulier sur l'étape de collecte ; et très peu, voire pas du tout, sur les stratégies préalables, associées à la réduction et à la réutilisation (R01 à R08) (Lifset, et al., 2013 ; Beaulieu, et al., 2015). **Cette réduction de la REP, par rapport à sa conceptualisation originale (Lindhqvist, 2000), limite grandement sa capacité d'amélioration environnementale de l'ensemble du cycle de vie du produit et, plus généralement, des systèmes de production.**

De surcroît, le **modèle de production discrète et les tendances qui en découlent** (accumulation des produits, durées de vie réduites du fait d'obsolescences programmée et fonctionnelle élevées, nombreux organismes intermédiaires de vente et de distribution, etc.) **limitent davantage cette capacité** (Hagelüken & Corti, 2010 ; Luttrupp & Johansson, 2010 ; Forti, et al., 2020). Le cas de la gestion des équipements électriques et électroniques (EEE) en Europe permet d'illustrer ce phénomène. La directive DEEE³²³ attribue la REP à l'entreprise ou à l'organisation qui met un certain produit sur le marché. Étant donné que les grands fabricants disposent généralement d'une organisation de vente au détail, la REP est transférée aux détaillants, à qui incombent donc les obligations de reprise et les redevances d'élimination des déchets (Luttrupp & Johansson, 2010). La complexité du cycle de vie des produits est telle que tous les détaillants ne sont pas connectés au système de collecte et que l'efficacité de ce système n'est pas connue (Luttrupp & Johansson, 2010). **Il en résulte une configuration déficiente, où les instruments de REP ne parviennent pas davantage à augmenter l'efficacité du recyclage** (Luttrupp & Johansson, 2010, p. 347) : « *In short, connected companies and organizations pay for a service they cannot monitor since the efficiency of the [collection] system is unknown and not everyone is paying his share. WEEE-organized retailers pay for something impossible to control. Today retailers transfer these costs to their customers so in the end customers pay for something they don't get – namely an effective recycling on a high level of efficiency.* »³²⁴

³²³ La directive DEEE est la directive européenne 2002/96/CE afférente aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), comme expliqué au § 2.3.3.

Ces constats d'inefficacité dans les filières des EEE sont également valables à l'échelle internationale, ainsi que conclu par (Forti, et al., 2020, p. 53) :

Les politiques [REP] étaient [...] censées inciter à concevoir des produits qui puissent être réutilisés et recyclés. Or, il est de plus en plus évident que la plupart des producteurs sont peu désireux et probablement incapables de prendre leurs responsabilités en l'absence d'une action concertée avec d'autres parties prenantes essentielles, telles que les pouvoirs publics, les collectivités locales, les revendeurs, les entités chargées de la collecte et du recyclage et les consommateurs. Le fait qu'une part proprement insignifiante de DEEE soient collectés par rapport aux produits mis sur le marché tend à confirmer cette conclusion.

Facteurs économiques limitant le recyclage

Si les instruments de la REP ne parviennent pas à augmenter l'efficacité des processus de recyclage, c'est aussi parce que ces derniers sont déterminés par des facteurs économiques prééminents. Du point de vue économique, un déchet a, par défaut, un **statut de « rebut »**. Il présente ainsi un prix « négatif », étant donné qu'un certain prix doit être payé pour la mise en décharge des déchets, en fonction de leur qualité et de leur quantité (Friege, 2012). Il ne peut passer au **statut de « ressource »**, présentant un prix « positif », que s'il contient des éléments de valeur qui peuvent être recyclés (Friege, 2012), comme souligné par (Worrell & Reuter, 2014, p. 5) : « *Waste is only waste if it cannot be used again or if its economic value, including dumping costs, is not sufficient to make its exploitation economically feasible. Economic recycling enables waste to become a resource [...].* »³²⁵ De façon corollaire, **les déchets métalliques ne seront recyclés que si la valeur des métaux contenus est suffisamment élevée pour compenser les coûts du recyclage et les coûts de mise en décharge des ferrailles ultimes associées** (UNEP, 2011 ; Friege, 2012 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Vidal, 2018 ; Schäfer & Schmidt, 2021).

Ainsi que détaillé dans le § 4.1.2, le coût de recyclage d'un métal dépend prioritairement de l'énergie nécessaire à sa récupération, qui dépend elle-même du rapport entre la concentration du métal dans la source secondaire et celle dans les sources primaires, mais aussi de sa forme dans les déchets. **Par conséquent, les déchets métalliques ne seront recyclés que si des infrastructures appropriées existent, depuis la collecte jusqu'au traitement** (UNEP, 2011 ; UNEP, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Hagelüken & Goldmann, 2022).

Le recyclage est donc principalement déterminé par la **valeur des métaux** et l'**existence d'infrastructures appropriées**. Or, tous les professionnels rencontrés lors des visites de sites et tous les autres experts consultés par SystExt dans le cadre de cette étude ont insisté sur le prix généralement bas des métaux et matériaux, et sur le manque d'infrastructures de recyclage. Pour expliquer ces insuffisances, les échanges ont souvent porté sur l'influence du prix des métaux primaires sur celui des ferrailles ; comme également souligné par (Baudry, et al., 2024, p. 11) : « *Le recyclage se confronte cependant à différents freins, dont deux majeurs : sa dépendance à l'offre de déchets à recycler en amont (quantités disponibles, caractéristiques techniques, dispersion territoriale), et la compétition avec les matières vierges, aux prix volatils souvent corrélés au cours de l'énergie en aval.* »

³²⁴ Traduction : « *En bref, les entreprises et organisations connectées paient pour un service qu'elles ne peuvent pas contrôler puisque l'efficacité du système n'est pas connue et que tout le monde ne paie pas sa part. Les détaillants organisés autour des DEEE paient pour quelque chose d'impossible à contrôler. Aujourd'hui, les détaillants transfèrent ces coûts à leurs consommateurs, de sorte que, en fin de compte, les consommateurs paient pour quelque chose qu'ils n'obtiennent pas, à savoir un recyclage efficace à un niveau d'efficacité élevé.* »

³²⁵ Traduction : « *Un déchet n'est un déchet que s'il ne peut pas être réutilisé ou si sa valeur économique, incluant les coûts de mise en décharge, n'est pas suffisante pour rendre son exploitation économiquement réalisable. Le recyclage économique permet au déchet de devenir une ressource [...].* »

Ces deux facteurs représentent ainsi des freins importants au développement des filières de recyclage, ainsi que rappelé par (UNEP, 2011, p. 18) et par (Vidal, 2018, p. 10) :

- For a very large number [of metals], little or no end-of-life recycling is occurring, either because it is not economic, or no suitable technology exists.³²⁶

- En pratique, le potentiel de recyclage est limité par des facteurs économiques, tels que la différence entre le prix des métaux primaires et le coût de leur recyclage. Seuls les métaux présents à des concentrations suffisamment élevées dans les produits en fin de vie sont recyclés, car le coût de recyclage et les énergies de production des métaux les plus dilués restent **non compétitifs par rapport à leur production primaire**. Cela explique pourquoi la plupart des métaux rares utilisés dans les hautes technologies ne sont pas recyclés aujourd'hui. Il existe également des exemples de métaux de base dont le recyclage est limité par des coûts prohibitifs.

Comme souligné précédemment par Baudry, et al. (2024), le recyclage est également contraint par une **offre de déchets qui s'avère complexe et fluctuante**, en raison de trois phénomènes : (1) l'absence d'effet d'échelle ; (2) la complexification du gisement secondaire ; (3) la dispersion géographique des déchets.

(1) Étant donné que la valeur unitaire du produit en fin de vie est généralement faible, **l'accumulation de très grandes quantités de déchets s'avère nécessaire pour garantir la viabilité économique des processus de recyclage mis en place** (UNEP, 2011 ; Reck & Graedel, 2012 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Hagelüken & Goldman, 2022). Pour reprendre l'exemple du smartphone détaillé dans le § 2.3.3, la valeur totale des métaux contenus s'élève à environ 1 euro (Bookhagen & Bastian, 2020). Sur la base de ce cas, Hagelüken & Goldman (2022) estiment que leur recyclage présente un intérêt économique à partir d'environ 50 000 unités par an.

(2) Le gisement secondaire intègre des **quantités grandissantes de produits constamment renouvelés, présentant des compositions matérielles particulièrement variées et complexes** (voir § 2.2). Or, les installations de gestion des déchets sont généralement caractérisées par une capacité d'adaptation limitée qui résulte de l'échelle des opérations (en taille et en complexité) et de l'intensité capitalistique correspondante (Verhoef, et al., 2004). Une masse critique de déchets présentant des caractéristiques globalement similaires est donc nécessaire pour investir de manière rentable dans le développement d'infrastructures et d'équipements appropriés ; ce qui est incompatible avec l'évolution rapide des produits et de leur composition (Verhoef, et al., 2004 ; Van Schaik & Reuter, 2014).

(3) À l'échelle du gisement secondaire, **la collecte est particulièrement difficile, étant donné qu'il s'agit de concentrer des millions de produits différents, dispersés dans des millions de foyers et d'entreprises** ; comme souligné par (Hagelüken & Goldman, 2022, pp. 544-545) : « [...] *primary mining, although often at low grade, benefits from a large ore volume available at a fixed location. Once a mine is explored and started, it can be exploited over decades. On the other side, our urban mine made out of our EoL products can be of high grade but is dissipated over millions of units in private households and industry.* »³²⁷ Cette étape s'avère donc fragmentée et complexe ; la collecte et le transport représentant d'ailleurs les principaux coûts de l'ensemble du processus de recyclage (Tanskanen, 2013).

³²⁶ Traduction : « Pour un très grand nombre [de métaux], le recyclage en fin de vie est faible ou inexistant, soit parce qu'il n'est pas rentable, soit parce qu'il n'existe pas de technologie appropriée. »

³²⁷ Traduction : « [...] *l'exploitation primaire, bien que souvent à faible teneur, bénéficie d'un grand volume de minerai disponible à un endroit fixe. Une fois qu'une mine est explorée et démarrée, elle peut être exploitée pendant des décennies. D'un autre côté, notre mine urbaine fabriquée à partir de nos produits en fin de vie peut avoir une teneur élevée, mais elle est dissipée en millions d'unités dans les ménages privés et l'industrie.* »

Commerce international des ferrailles complexe

Le gisement secondaire est constitué d'une multitude de produits hétérogènes, présentant des compositions matérielles variées, en termes de métaux, d'alliages, etc. De nombreuses filières spécifiques de réutilisation, de refabrication et de recyclage s'avèrent donc nécessaires et peuvent interagir entre elles (UNEP, 2013). De plus, les filières de recyclage s'organisent selon des flux de produits, de matériaux métalliques et de métaux qui peuvent s'associer ou se dissocier tout au long du processus de recyclage (collecte, prétraitement, traitement). Les filières secondaires s'organisent donc selon un **système multidimensionnel, interconnecté et complexe** (UNEP, 2011 ; UNEP, 2013).

Ce système est d'autant plus complexe que chaque étape de ces filières est prise en charge par différents acteurs : des fabricants ou des entreprises indépendantes de petite taille dans les filières de réutilisation et de refabrication ; des collectivités, des collecteurs ou des gérants de parcs à ferrailles dans la collecte ; des prétraiteurs ou des métallurgistes (installations spécifiques ou traitant également du minerai) dans le traitement ; des négociants de ferrailles ; etc. À titre d'illustration, les États-Unis comptent plus de 8 000 installations de recyclage (donnée de 2017), gérées par des collecteurs, des prétraiteurs ou des « colporteurs » (qui facilitent la collecte et l'achat de ferrailles auprès d'industriels et/ou de commerciaux et/ou de particuliers) (Brooks, et al., 2019). Les filières secondaires s'organisent donc selon un **réseau d'acteurs pléthorique** (Graedel, 2011b ; Worrell & Reuter, 2014 ; Brooks, et al., 2019 ; Ljunggren Söderman & André, 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022).

Bien que les filières de recyclage comptent ainsi de nombreux acteurs, dans de nombreux pays, la plupart d'entre eux interviennent dans des processus afférents à la collecte et au prétraitement. À titre d'illustration, la France compte 1 420 sites de collecte et de prétraitement des ferrailles d'acier et 39 sites sidérurgiques, ainsi que 1 250 sites de collecte et de prétraitement des ferrailles de métaux non ferreux (aluminium, cuivre, zinc, plomb)³²⁸ et seulement 9 raffineries d'aluminium (et aucune installation de traitement pour les trois autres métaux) (Baudry, et al., 2024). Ainsi que décrit dans la section précédente, il en résulte un **manque d'infrastructures appropriées, tant dans les pays dits « développés » que dans les autres**, en particulier pour les produits complexes, comme souligné souligné par (UNEP, 2011, p. 22) : « *Recycling technologies and collection facilities have not kept pace with complex in elementally diverse modern products.* »³²⁹

Le manque d'infrastructures appropriées et la valeur des métaux (et donc la nécessité de réduire les coûts de recyclage) conduisent ainsi, le plus souvent, à l'exportation des déchets et des ferrailles. Pour reprendre l'exemple français, bien que la collecte de ferrailles ait augmenté ces dernières années, elle reste tournée vers l'exportation (sauf pour le zinc) (Menard, 2022 ; Baudry, et al., 2024). Dans le cas des ferrailles d'acier, ces derniers auteurs précisent qu'elles présentent un coût de prétraitement croissant (du fait de l'augmentation des exigences en termes de qualité) et que leur exportation pourrait notamment s'expliquer par un coût de prétraitement plus faible à l'étranger (Baudry, et al., 2024). Les ferrailles d'acier sont ainsi essentiellement exportées en Europe, en grande majorité vers des pays équipés de fours à arc électriques (EAF) ou ayant un rôle de plate-forme d'exportation de ferrailles hors Union européenne, comme l'Espagne, la Belgique, l'Italie, le Luxembourg et l'Allemagne (Baudry, et al., 2024).

³²⁸ Les données ne sont disponibles que pour l'ensemble des métaux non ferreux (aluminium, cuivre, zinc, plomb) et non pour chacun d'entre eux (Baudry, et al., 2024).

³²⁹ Traduction : « *Les technologies de recyclage et les installations de collecte n'ont pas suivi le rythme des produits modernes complexes et diversifiés sur le plan élémentaire.* »

Les mêmes enjeux expliqueraient les flux importants d'aluminium exportés (Baudry, et al., 2024, p. 31) : « Comme pour les précédentes années, la France continue d'exporter la majorité de ses déchets d'aluminium, principalement pour un traitement en Europe (Espagne, Italie, Belgique) mais aussi en Asie (en Inde et en Chine). Ce sont essentiellement des déchets et des débris industriels de type rebut, résidus d'usinage et de fonte, exportés sans distinction particulière. Une combinaison de facteurs explique cette situation. D'une part, les acteurs de la production d'aluminium recyclé en France sont confrontés à des difficultés économiques (coûts de production élevés, particulièrement pour les affineurs). [...] D'autre part, les affineurs italiens, ou espagnols ont des capacités de production supérieures aux affineurs français et sont donc souvent économiquement plus attractifs. »

Ce dernier constat s'applique à la plupart des pays dits « développés » qui préfèrent **exporter leurs ferrailles** – qu'elles aient été prétraitées ou non³³⁰ – **plutôt que les traiter à l'échelle intraétatique, au regard des coûts de recyclage élevés et des problématiques environnementales que ces filières posent** (Van Beukering & Van den Bergh, 2006 ; Lyons, et al., 2009 ; Gregson, et al., 2015 ; Buchner, et al., 2017). Ces pays ont donc majoritairement tendance à **exporter des ferrailles de faible qualité et à importer des ferrailles de haute qualité** (Lyons, et al., 2009 ; Buchner, et al., 2017 ; Fellner, et al., 2017). À titre d'illustration, exception faite de certaines ferrailles d'acier de grande valeur exportées en Chine, les États-Unis ont tendance à exporter leurs ferrailles de moindre valeur (Lyons, et al., 2009), ainsi qu'attesté par (Brooks, et al., 2019, p. 520) : « *Much of what the U.S. exports to developing countries is the most challenging scrap types: highly co-mingled, unsorted, and often with high levels of cross-contamination.* »³³¹

Le commerce international joue donc un rôle central dans la répartition des ferrailles entre les pays. Cette répartition a tendance à se faire entre ceux qui disposent d'importantes quantités de ferrailles (principalement des pays dits « développés ») et ceux qui disposent d'infrastructures de recyclage rentables d'un point de vue économique et dont le haut niveau d'industrialisation requiert de grandes quantités de matières premières (principalement des pays dits « en développement ») (Van Beukering & Van den Bergh, 2006 ; Lyons, et al., 2009 ; Gregson, et al., 2015 ; Hu, et al., 2020). Dans ce cadre, Lyons, et al. (2009) soulignent (Lyons, et al., 2009, p. 298) : « *Finally, while global circuits of scrap are unlikely to be a satisfactory long-term solution, this may be the only immediate and intermediary solution to the twin problems of oversupply of scrap in the developed world and the lack of supply (even including virgin extraction) in the developing world.* »³³² **Le commerce international des ferrailles constitue donc un moteur essentiel des filières de recyclage, puisqu'il permet à ces filières d'être économiquement rentables** (Van Beukering & Van den Bergh, 2006 ; Lyons, et al., 2009 ; Gregson, et al., 2015 ; Buchner, et al., 2017 ; Hu, et al., 2020), comme conclu par (Gregson, et al., 2015) : « *[...] global recycling networks [are] the major means by which loops are closed and materials do indeed keep circulating around the planet and through the world's economies.* »³³³

³³⁰ Pour rappel, le terme « ferrailles » est synonyme de déchet métallique ; il ne présume donc pas du type de prétraitement qui a éventuellement été opéré sur le déchet collecté.

³³¹ Traduction : « *La plupart des produits exportés par les États-Unis vers les pays en développement sont les types de ferraille les plus difficiles à traiter : ils sont fortement mélangés, non triés et présentent souvent des niveaux élevés de contamination croisée.* »

³³² Traduction : « *Enfin, s'il est peu probable que les circuits mondiaux de ferrailles constituent une solution satisfaisante à long terme, il s'agit peut-être de la seule solution immédiate et intermédiaire au double problème de l'offre excédentaire de ferrailles dans les pays développés et du manque d'offre (même en tenant compte de l'extraction primaire) dans les pays en développement.* »

³³³ Traduction : « *[...] les réseaux mondiaux de recyclage [sont] les principaux moyens par lesquels les boucles sont fermées et les matériaux continuent effectivement à circuler autour de la planète et dans les économies mondiales.* »

Ce commerce connaît, de plus, une **mondialisation croissante** (Van Beukering & Van den Bergh, 2006 ; Lyons, et al., 2009 ; Hu, et al., 2020). Ces derniers auteurs ont conduit une étude sur le développement du commerce international des ferrailles au cours de la période 1988-2017, consistant notamment à analyser l'évolution dynamique de la valeur commerciale des exportations et des importations de ferrailles pour plus de 200 pays et régions³³⁴, en modélisant le système associé (Hu, et al., 2020). Ils mettent tout d'abord en évidence que la mondialisation du commerce international de la ferraille s'est progressivement accrue au cours des trois dernières décennies, avec un nombre grandissant de pays³³⁵ et de relations commerciales concernés (Hu, et al., 2020). Ils montrent également que ce commerce est dominé par quelques pays, et que la liste des principaux pays exportateurs et/ou importateurs de ferrailles (« pays clés ») est restée relativement stable durant la période considérée (Hu, et al., 2020). La Figure 73 illustre ainsi l'évolution de la valeur commerciale annuelle des importations (V_{import}) et des exportations (V_{export}) de ferrailles pour 12 « pays clés ». Elle met en exergue **trois principales tendances** (Hu, et al., 2020) :

- (1) $V_{import} \gg V_{export}$: pays tels que la Chine, l'Inde, la Corée du Sud, la Turquie et l'Italie, en lien avec leurs besoins importants en ressources pour l'industrialisation ;
- (2) $V_{import} \ll V_{export}$: pays tels que les États-Unis, la France et l'Australie, qui exportent leurs ferrailles en raison du coût élevé du recyclage dans ces pays ;
- (3) $V_{import} \approx V_{export}$: pays tels que le Canada et l'Allemagne, qui disposent d'importantes infrastructures de production et de fabrication.

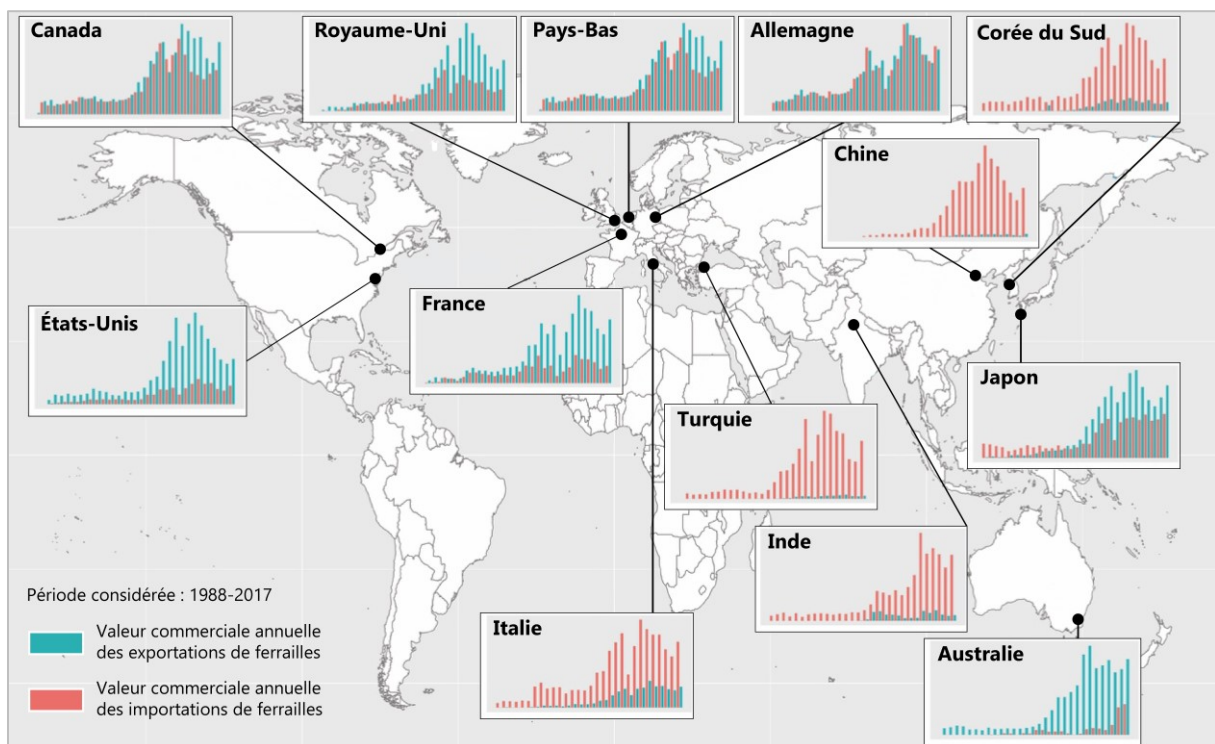


Figure 73 : Évolution de la valeur commerciale annuelle des importations et des exportations de ferrailles pour 12 « pays clés » sur la période 1988-2017 ; traduit et modifié (mise en forme) de (Hu, et al., 2020, p. 23)

³³⁴ Les auteurs s'appuient sur la base de données des statistiques du commerce des marchandises des Nations unies (*United Nations Commodity Trade Statistics Database* - [Lien](#)). Cette base de données contient plus d'un milliard d'enregistrements déclarés par les autorités d'environ 200 pays et est considérée comme la base de données commerciale la plus complète. (Hu, et al., 2020)

³³⁵ Le nombre de pays impliqués dans le commerce international de ferrailles a surtout augmenté entre 1988 et 2000 ; la plupart des « nouveaux venus » étant des pays en développement d'Afrique et d'Asie (Hu, et al., 2020).

Pour toutes ces raisons, [Gregson, et al. \(2015\)](#) concluent que l'exportation massive de ferrailles par les pays dits « développés » vers les pays dits « en développement » correspond à une délocalisation des opérations de production et de fabrication. Ils interrogent conséquemment la capacité des pays européens à mener ces mêmes activités sur leur territoire, en assurant leur rentabilité économique tout en garantissant des conditions de production sociales et environnementales viables ([Gregson, et al., 2015](#)) :

In continuing to portray global recycling as the global dumping of wastes on the people and environments of the Global South by the consumers and businesses of the Global North, **accounts imply that global circuits of materials break the circular economy.** While most materials are not dumped but recycled, these global recycling networks are seen as the wrong form of resource recovery enacted by unprotected labour working in both socially and environmentally degrading ways. A more accurate reading would be to see this kind of resource recovery operation as allied to the global shift – primarily to Asia – of low value manufacturing activities and as responding to that manufacturing demand. Recognising that much resource recovery is a low value activity, akin to resource extraction, a very real question is just how profitable such activities can be when located within European economies, or whether, in order to be financially viable, plants within the EU must sacrifice the very quality of output that their location is meant to guarantee. Moreover, there are now numerous waste management/resource recovery facilities in China particularly which fully comply with international standards in resource recovery [...]. To continue to insist that resource recovery can only be done appropriately within the EU, then, is not just incorrect; it is also an example of a wider Euro-centrism with respect to China, in which the EU continues to figure itself as the model and/or leader for the rest of the world.³³⁶

Cette dernière question doit effectivement être posée, car, **si la viabilité économique du commerce international des ferrailles avérée, il n'en est pas de même pour ses viabilités sociale et environnementale.** En effet, celles-ci restent incertaines, au regard du manque d'études sur les réseaux complexes associés ([Hu, et al., 2020](#)) et, plus généralement, du manque de données sur le devenir des ferrailles après exportation ([Lyons, et al., 2009, p. 298](#)) : « *However, the lack of information on the actual recycling and utilisation of these resources after their export makes it difficult to judge whether such international trade is environmentally sound globally and nationally or to determine how best to deal with it.* »³³⁷

³³⁶ Traduction : « *En continuant à dépeindre le recyclage mondial comme le déversement de déchets sur les populations et les environnements du Sud global par les consommateurs et les entreprises du Nord global, les bilans impliquent que les circuits mondiaux de matériaux brisent l'économie circulaire. Alors que la plupart des matériaux ne sont pas jetés mais recyclés, ces réseaux mondiaux de recyclage sont considérés comme la mauvaise forme de récupération des ressources, mise en œuvre par une main-d'œuvre non protégée travaillant selon des méthodes dégradantes sur les plans social et environnemental. Il serait plus juste de considérer que ce type d'opération de récupération des ressources est lié au déplacement mondial – principalement vers l'Asie – des activités de fabrication de faible valeur et qu'il répond à la demande de fabrication. Sachant qu'une grande partie de la récupération des ressources est une activité de faible valeur, apparentée à l'extraction des ressources, une question très réelle est de savoir à quel point ces activités peuvent être rentables lorsqu'elles sont situées dans les économies européennes, ou si, pour être financièrement viables, les usines de l'Union européenne doivent sacrifier la qualité même de la production que leur localisation est censée garantir. En outre, il existe aujourd'hui en Chine de nombreuses installations de gestion des déchets et de récupération des ressources qui respectent pleinement les normes internationales en matière de récupération des ressources. Continuer à insister sur le fait que la valorisation des ressources ne peut se faire de manière appropriée qu'au sein de l'Union européenne n'est donc pas seulement incorrect ; c'est aussi un exemple d'un eurocentrisme plus large à l'égard de la Chine, dans lequel l'Union européenne continue à se présenter comme le modèle et/ou le chef de file pour le reste du monde.* »

³³⁷ Traduction : « *Toutefois, le manque d'informations sur le recyclage et l'utilisation réels de ces ressources après leur exportation fait qu'il est difficile de juger si ce commerce international est respectueux de l'environnement aux échelles mondiale et nationale ou de déterminer la meilleure façon de le gérer.* »

Ces viabilités sont particulièrement remises en cause par les **filières informelles ou illégales** qui interceptent une part du commerce international de ferrailles (Ogunseitan, et al., 2009 ; Friegé, 2012 ; Tanskanen, 2013 ; UNEP, 2013 ; Huisman, et al., 2015 ; Forti, et al., 2020 ; Baldé, et al., 2022 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). Les filières de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)³³⁸ représentent ainsi la plus importante catégorie de déchets solides dangereux commercialisés illégalement (Ogunseitan, 2013). L'Europe est particulièrement concernée par des flux illégaux de DEEE qui peuvent être déclarés comme des biens d'occasion réutilisables afin de contourner les restrictions réglementaires, être associés à des déchets exportés légalement, ou encore pris en charge par des réseaux frauduleux (Hagelüken, et al., 2016 ; Baldé, et al., 2022 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). L'un des principaux moteurs économiques de ces mécanismes est « **l'externalisation** » des **coûts environnementaux et sociaux du recyclage**, comme décrit par (Hagelüken & Goldmann, 2022, pp. 551-552) : « *Many EoL vehicles – often filled with electronic waste – are exported from Europe to West Africa, for example, through dubious export channels. Even if some of these products are still in use, there is no high-quality recycling at the end of their life due to a lack of infrastructure and framework conditions. The economic driver for exports is not only the reuse value of some products or components but also the "externalization" of the environmental and social costs of recycling.* »³³⁹ Ces flux s'avèrent particulièrement difficiles à quantifier, même par déduction, compte tenu notamment de leurs liens étroits avec les filières légales (et du manque de données associées) et des déclarations partielles des États (Forti, et al., 2020 ; Baldé, et al., 2022).

Une partie de ces flux est traitée de façon rudimentaire sur des sites informels, principalement dans les régions d'Afrique de l'Ouest et d'Asie du Sud-Est (Baldé, et al., 2022). Ces activités sont à l'origine d'**impacts sanitaires et environnementaux dramatiques**, tant pour les travailleurs que pour les populations vivant dans l'environnement de ces sites³⁴⁰ (Figure 74) (Huo, et al., 2007 ; Ogunseitan, et al., 2009 ; Grant, et al., 2013 ; Heacock, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017 ; Forti, et al., 2020).



Figure 74 : Site de traitement informel de DEEE à Accra, Ghana | [Basel Action Network · décembre 2009 · cc by-nc-nd 2.0 deed](#)

³³⁸ SystExt n'a identifié aucune information sur les éventuelles filières illégales portant sur les autres types de déchets, exception faite de quelques mentions sur les véhicules hors d'usage (VHU).

³³⁹ Traduction : « *De nombreux véhicules hors d'usage (VHU) – souvent remplis de déchets électroniques – sont exportés d'Europe vers l'Afrique de l'Ouest, par exemple, par le biais de circuits d'exportation douteux. Même si certains de ces produits sont encore utilisés, il n'y a pas de recyclage de qualité à la fin de leur vie en raison du manque d'infrastructures et de conditions-cadres. Le moteur économique des exportations n'est pas seulement la valeur de réutilisation de certains produits ou composants, mais aussi "l'externalisation" des coûts environnementaux et sociaux du recyclage.* »

³⁴⁰ La gravité des impacts sanitaires et environnementaux associés aux sites de recyclage informels s'explique notamment par la toxicité et l'écotoxicité des matériaux constitutifs des DEEE, ainsi que décrit dans la section « Gestion des substances dangereuses » du § 2.3.2.

En réaction à cette problématique, deux instruments réglementaires ont été adoptés : la **Convention de Bâle** en 1992 et la directive européenne DEEE en 2002 (Babu, et al., 2007 ; Ogunseitan, et al., 2009 ; Friege, 2012 ; Zeng, et al., 2017 ; Forti, et al., 2020 ; Baldé, et al., 2022). En synthèse, la Convention de Bâle est un traité international portant sur le contrôle des mouvements transfrontaliers de déchets dangereux et de leur élimination, qui se donne pour objectif de réduire la circulation des déchets dangereux entre les pays. Elle s'appuie sur le principe de consentement préalable et éclairé (CPE), qui requiert que les mouvements transfrontaliers de déchets dangereux fassent l'objet d'une notification et d'une approbation écrite^{341,342} (Kummer Peiry, 2012).

Si ces instruments ont permis d'améliorer la transparence sur les mouvements transfrontaliers de DEEE, **ils ne sont pas parvenus à freiner les flux associés**, compte tenu notamment du manque de mise en œuvre par les États concernés, des difficultés de gestion associées à la complexité des flux de ferrailles à l'échelle internationale, ou de la prééminence des enjeux économiques (Friege, 2012 ; Ogunseitan, 2013 ; Chen, et al., 2016 ; Forti, et al., 2020).

La quantité totale de DEEE générés à l'échelle mondiale est évaluée à 53,6 millions de tonnes (Mt) (Forti, et al., 2020). Parmi eux, 5,1 Mt font l'objet de flux transfrontaliers (Baldé, et al., 2022). Seuls 35 % relèvent du principe de consentement préalable et éclairé (CPE) (1,5 Mt) et de l'exportation documentée de cartes de circuits imprimés (0,36 Mt), et 65 % correspondent à des mouvements transfrontaliers non contrôlés (3,3 Mt) (Baldé, et al., 2022). Ces derniers flux représentent donc 6 % de la quantité totale de DEEE générée à l'échelle internationale, comme illustré sur la *Figure 75*.

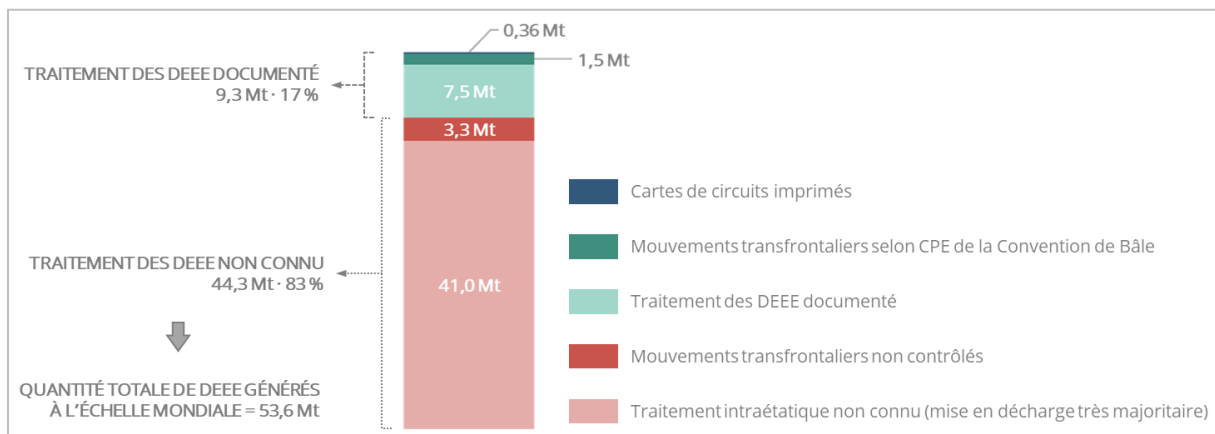


Figure 75 : Répartition des DEEE générés à l'échelle internationale selon le type de traitement et selon les trois types de mouvements transfrontaliers (CPE, circuits imprimés, non contrôlés) | Création : SystExt · février 2024 · cc by-nc-sa 4.0 deed ; d'après données issues de (Forti, et al., 2020 ; Baldé, et al., 2022)

La *Figure 76*, page suivante, représente ces trois types de flux transfrontaliers (CPE, circuits imprimés, non contrôlés) (Baldé, et al., 2022). Elle met en évidence les différences en termes d'importations et d'exportations entre les régions ainsi que l'importance des flux intrarégion.

³⁴¹ Plus précisément, le consentement préalable et éclairé (CPE) stipule que, avant qu'une exportation puisse avoir lieu, les autorités de l'État exportateur notifient les autorités des éventuels États d'importation ou de transit, en leur donnant des informations détaillées sur le mouvement envisagé. Le mouvement ne peut être déclenché que si et quand tous les États concernés y ont consenti par écrit. (Kummer Peiry, 2012)

³⁴² La Convention comporte une exonération pour les équipements destinés à être réutilisés, étant donné que la réutilisation des DEEE est pleinement compatible avec son principal objectif environnemental, à savoir éviter la génération de déchets (Forti, et al., 2020).

4.2. Demande exponentielle neutralisant l'offre secondaire

Comme introduit au début de ce rapport, il est d'usage de postuler que l'offre secondaire ne pourra pas répondre à la demande métallique à moyen et long terme, et que l'offre primaire devra conséquemment être développée, à l'image de (Poinssot, 2023) : « *Dans un monde en forte croissance économique et démographique, **le recyclage ne pourra pas répondre à une demande qui a vocation à continuer d'augmenter** sous l'effet notamment des transitions énergétiques, numériques et du rattrapage économique des pays en développement. Par ailleurs, nous recyclons aujourd'hui des objets qui ont été produits il y a 10, 20 ou 30 ans et qui ont été fabriqués avec des ressources minérales différentes et moins nombreuses. Il y a donc un réel décalage entre ce que nous valorisons via ce recyclage et nos besoins actuels. L'économie circulaire et le recyclage jouent un rôle certes fondamental et leur déploiement doit être accéléré et facilité, **mais l'accès à de nouvelles ressources reste également indispensable, ce qui ne pourra se faire que par l'ouverture de nouvelles mines, y compris en France et en Europe.** » Le présent paragraphe se donne ainsi l'objectif d'analyser cette assertion. Il met en évidence les **principaux facteurs qui relient la consommation métallique à la production primaire et à la production secondaire**, et identifie les leviers qui pourraient être activés afin que cette dernière représente une part substantielle, c'est-à-dire très majoritaire, de la production métallique totale.*

En faisant tout d'abord l'hypothèse d'une croissance métallique nulle (la quantité de métaux utilisés se maintenant d'une année sur l'autre), la production secondaire ne pourrait pas répondre à l'intégralité de la demande, du fait des **pertes qui s'accumulent tout au long du cycle de vie** (pertes de matériau, pertes par dissipation, pertes de propriété, pertes par dilution) (voir § 3.2.3). Les pertes représentent ainsi un frein important à l'efficacité de l'offre secondaire (UNEP, 2013 ; Allwood, 2014 ; Fellner, et al., 2017). Cependant, comme démontré dans les chapitres précédents, ces pertes résultent de choix dans les modes de production, de fabrication, de manufacture et de gestion des déchets, qui dépendent tous d'enjeux économiques liés au modèle de production discrète et à l'effet d'échelle associé.

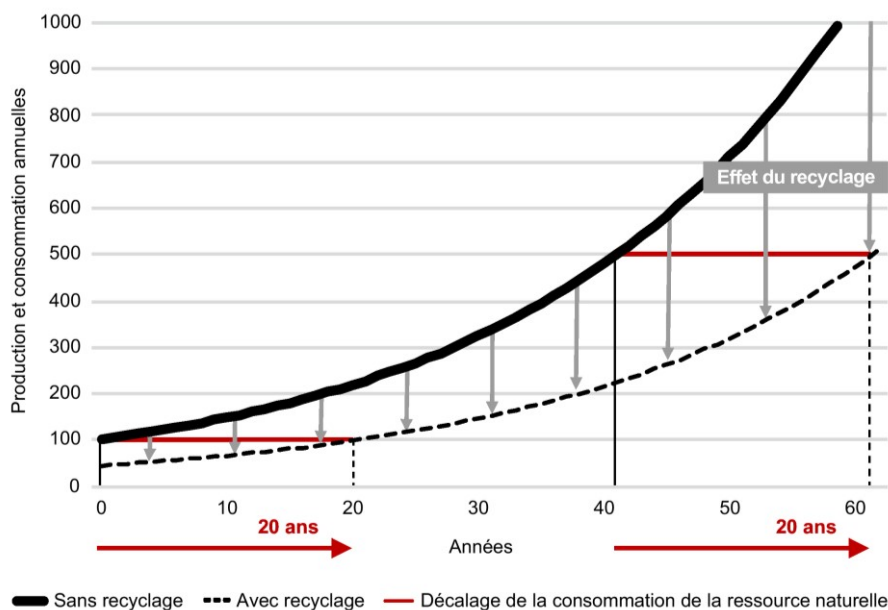
En faisant ensuite l'hypothèse théorique d'un recyclage à 100 % (c'est-à-dire une configuration « idéale » pour l'approvisionnement secondaire), la production secondaire ne pourrait répondre que partiellement à la demande, étant donné que **la consommation métallique permet majoritairement d'accroître le patrimoine matériel** (Cullen, 2017 ; Fellner, et al., 2017 ; Grosse, 2023). Cette dynamique d'accumulation joue un **rôle majeur dans les modèles de consommation**, comme souligné par (Grosse, 2023, p. 72) : « [...] *notre société de consommation, loin d'être exclusivement une société du jetable, est bien plus encore une société de l'accumulation : l'augmentation de notre richesse ne nous sert pas seulement à consommer du fugitif, ni bien sûr de l'immatériel, mais surtout à augmenter significativement notre patrimoine individuel et collectif de biens matériels.* » Ainsi, même en recyclant la totalité des déchets disponibles, seule une partie réduite de la consommation pourrait être satisfaite, le reste servant à accroître les stocks en cours d'utilisation³⁴³ ; ce qui induit la nécessité de faire appel à la production primaire (Cullen, 2017 ; Fellner, et al., 2017 ; Grosse, 2023).

Grosse (2023) évalue les conditions qui permettraient de retarder l'épuisement des ressources primaires de 100 ans grâce aux ressources secondaires ; autrement dit, les conditions selon lesquelles la production secondaire alimenterait substantiellement la demande métallique. Dans ce cadre, il s'appuie sur les fonctions mathématiques qui relient les principaux paramètres associés à la consommation métallique et à la production secondaire (Grosse, 2023).

³⁴³ Pour rappel, les **stocks en cours d'utilisation** regroupent les produits en cours d'utilisation active. Leur évolution dépend fortement de la durée de vie des produits. (Chen & Graedel, 2015 ; Graedel, 2018)

Ses travaux mettent ainsi en exergue le rôle déterminant de trois paramètres (Grosse, 2023) : le taux de croissance annuelle de la consommation du métal (α), le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), et le temps de séjour du métal dans l'économie (RT)³⁴⁴.

Si la consommation d'un métal croît chaque année selon un taux constant, la courbe de consommation dans le temps est représentée par une exponentielle. Dans ce cas, la forme de cette courbe reste inchangée que le métal soit recyclé ou non ; le recyclage conduisant uniquement à sa translation dans le temps, comme décrit sur la Figure 77. **En contexte de croissance, le recyclage n'induit donc qu'un « décalage dans le temps »** (Grosse, 2010 ; Geyer, et al., 2015 ; Labbé, 2016 ; Fellner, et al., 2017 ; Van der Voet, et al., 2018 ; Vidal, 2018 ; Grosse, 2023).



Hypothèses : Taux de croissance annuelle de la consommation constant de 4 % (= croissance exponentielle) ; Taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) de 80 % ; Temps de séjour du métal dans l'économie de 10 ans.

Description : La courbe pleine représente l'évolution de la consommation mondiale d'un métal. Cette consommation représente 100 unités équivalentes pour l'année 1, et 500 unités pour l'année 41. En l'absence de recyclage, la totalité du métal provient des ressources primaires, la production primaire coïncide donc avec la courbe pleine. En cas de recyclage, seule une partie du métal provient des ressources primaires (le reste de la consommation étant pourvue par le métal recyclé), la production primaire correspond alors à la courbe en pointillés.

Étant donné que la consommation mondiale augmente chaque année de 4 %, la part de la production qui provient des ressources primaires augmente également chaque année de 4 %, même si la quantité de métal recyclé croît, elle aussi, de façon exponentielle (flèches grises descendantes entre les deux courbes). Ainsi, au bout de 20 ans, la production primaire en cas de recyclage (PP_{recy}) (courbe en pointillés) correspond à 100 unités, alors qu'elle s'élèverait à un peu plus de 200 unités en l'absence de recyclage (PP_{brut}) (courbe pleine). Autrement dit, la PP_{recy} pour l'année 20 est égale à la PP_{brut} pour l'année 1. De même, au bout de 60 ans, la production primaire en cas de recyclage (PP_{recy}) (courbe en pointillés) correspond à 500 unités, alors qu'elle s'élèverait à plus de 1 000 unités en l'absence de recyclage (PP_{brut}) (courbe pleine). Autrement dit, la PP_{recy} pour l'année 60 est égale à la PP_{brut} pour l'année 41.

Conclusion : Au regard de ces hypothèses, l'épuisement des ressources primaires n'est retardé que de 20 ans, même si la quantité recyclée augmente exponentiellement (ex : en année 40, la quantité de métal recyclé est 5 fois plus élevée que celle en année 1).

Figure 77 : Effet du recyclage sur la consommation d'un métal dans un contexte de croissance ; graphique adapté de (Grosse, 2023, p. 47)

³⁴⁴ Pour rappel, le temps de séjour du métal dans l'économie représente la durée moyenne de son utilisation dans l'économie, depuis son exploitation (première étape de la phase de production) jusqu'à sa mise à disposition sous forme de déchet (dernière étape de la phase d'utilisation) (Grosse, 2010 ; UNEP, 2010 ; UNEP, 2013 ; Grosse, 2023) ; voir la section « Différenciation selon les quantités produites et la durée de vie » du § 2.1.2.

De plus, la *Figure 77, page précédente*, met en exergue un phénomène contre-intuitif. En effet, le fait que la quantité de métal recyclé augmente de façon exponentielle (flèches grises descendantes) donne l'impression que la production secondaire représente une part grandissante de la demande métallique ; alors, qu'en réalité, rien ne change, la consommation est seulement retardée de 20 ans.

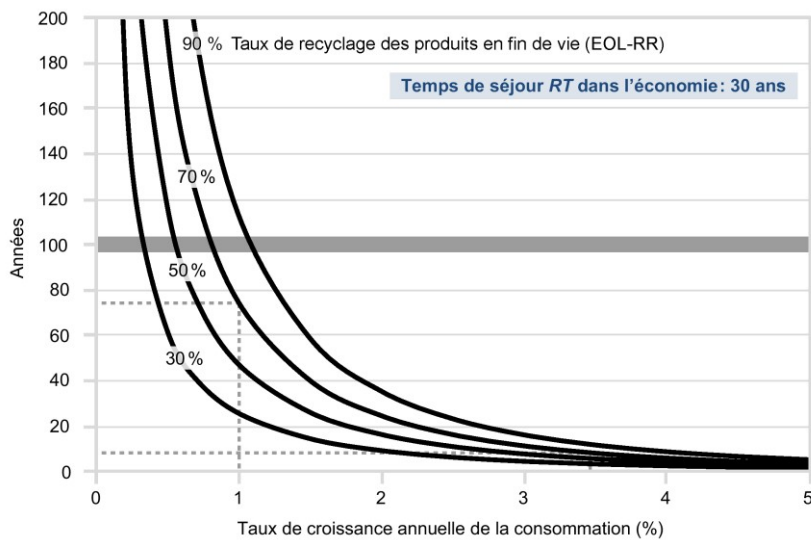
Le taux de croissance annuelle de la consommation du métal (α) est le facteur prépondérant : plus ce taux est faible, plus la production secondaire peut constituer une part importante de la demande métallique, et inversement (Grosse, 2010 ; Geyer, et al., 2015 ; Labbé, 2016 ; Grosse, 2023), ainsi que conclu par (Grosse, 2023, p. 61 et 124) :

- Le taux de croissance tendanciel de la consommation mondiale des principaux métaux est aujourd'hui supérieur à 2 %, voire 3 %³⁴⁵ ; actuellement, les politiques s'attachant à intensifier encore le recyclage du flux de nos déchets sont donc vertueuses dans l'intention, mais absolument vaines.
- [...] il n'est, mathématiquement, pas de solution durable à la gestion des matières premières, si leur consommation connaît une croissance de plusieurs pourcents par an.

À ce titre, l'exemple du fer/acier est éloquent. Il s'agit du métal/alliage le plus consommé au monde et le plus recyclé depuis le début du 20^e siècle (Grosse, 2010 ; Allwood, 2014 ; Grosse, 2023). Au cours de ce siècle, il présentait un taux de croissance annuelle moyen de 3,5 % ; sa production annuelle mondiale a ainsi été multipliée par 30 durant cette période. Les implications suivantes permettent d'illustrer l'effet d'un tel taux de croissance (Grosse, 2010 ; Grosse, 2023) : (1) La consommation mondiale d'acier durant les douze mois de la seule année 2011 dépassait déjà sa consommation cumulée de la préhistoire à 1900 ; (2) un taux de croissance constant de 3,5 % implique une multiplication par 100 de la production annuelle tous les 135 ans ; (3) si ce taux reste constant pour les années à venir (ce qui contredit les prévisions actuelles annonçant sa hausse), dans 270 ans, il faudra produire 10 000 fois plus d'acier qu'aujourd'hui. Compte tenu de ce taux de croissance, son recyclage à hauteur de 72 % (valeur estimée de son EOL-RR) n'a permis de retarder l'extraction des ressources que de 8 années environ (par rapport à ce qui serait advenu s'il n'avait pas été recyclé du tout) (Grosse, 2023, p. 59) : « C'est-à-dire que la consommation totale de minerai [de fer/acier] de l'humanité, cumulée au cours du temps, aura été en 2008 celle qu'on aurait connue en 2000 sans effectuer nulle part dans le monde aucun recyclage au cours du 20^{ème} siècle. »

À l'influence du taux de croissance, s'ajoutent celles du taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et du temps de séjour moyen du métal dans l'économie (RT). Ce dernier facteur est déterminant, étant donné qu'il conditionne le moment à partir duquel les métaux rejoignent le gisement secondaire, c'est-à-dire le moment à partir duquel ils deviennent potentiellement disponibles pour alimenter la production secondaire (Grosse, 2010 ; UNEP, 2013 ; Haas, et al., 2015 ; Labbé, 2016 ; Cullen, 2017 ; Grosse, 2023). La *Figure 78, page suivante*, illustre les corrélations mathématiques existant entre le RT, le taux de croissance α et l'EOL-RR. Elle confirme l'influence prépondérante du taux de croissance α et l'influence limitée de l'EOL-RR (Grosse, 2023). De plus, elle met en évidence que **plus le RT diminue, plus l'effet conjugué d'un taux de croissance α faible et d'un EOL-RR élevé augmente** ; autrement dit, plus le RT diminue, plus la modification des deux autres facteurs est efficace pour faire en sorte que la production secondaire représente une part substantielle de la demande métallique (Grosse, 2023).

³⁴⁵ Ces valeurs sont confirmées pour la plupart des métaux. SystExt a étudié les données de production minière de l'United States Geological Survey (USGS) pour 10 métaux (coefficient multiplicateur [Coeff] et de taux de croissance annuel moyen [α] sur la période 1950-2020. **Fer (Fe)** : Coeff = 11 et α = 3,7 % · **cuivre (Cu)** : Coeff = 9 et α = 3,2 % · **zinc (Zn)** : Coeff = 6 et α = 2,6 % · **plomb (Pb)** : Coeff = 3 et α = 1,6 % · **aluminium (Al)** : Coeff = 44 et α = 5,7 % · **manganèse (Mn)** : Coeff = 7 et α = 3,4 % · **or (Au)** : Coeff = 3 et α = 1,9 % · **argent (Ag)** : Coeff = 4 et α = 2,0 % · **gallium (Ga)** (entre 1973 et 2020) : Coeff = 20 et α = 10,3 % · **indium (In)** (entre 1972 et 2020) : Coeff = 14 et α = 8,0 %.

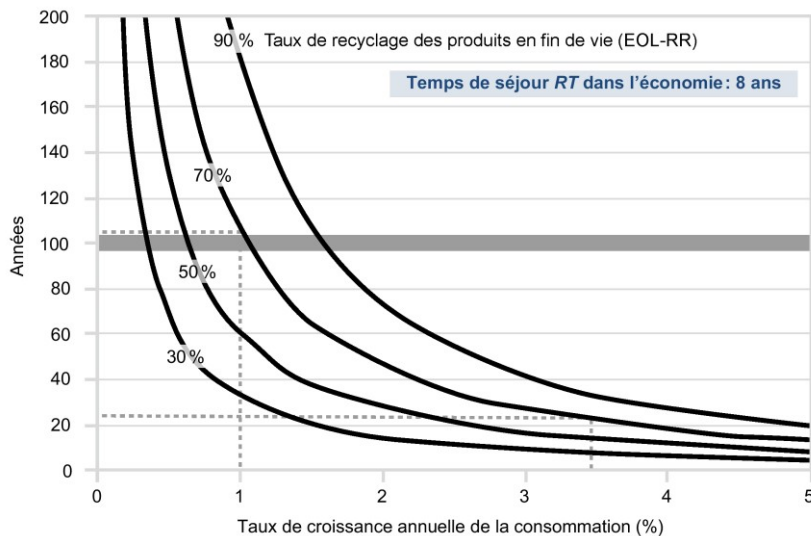


Graphique a · Décalage (en années) de la consommation de métal primaire obtenu grâce au recyclage pour différents taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et pour un temps de séjour dans l'économie (RT) de 30 ans ; adapté de (Grosse, 2023, p. 57)

Description : L'axe des ordonnées représente le nombre d'années gagné sur l'épuisement des ressources primaires par le recyclage (par rapport à l'absence de recyclage). L'axe des abscisses représente le taux de croissance annuelle moyen de la consommation du métal (en %).

Pour un taux de croissance de 1 % par an, recycler chaque année 70 % du métal retarde de 74 années l'épuisement des ressources primaires. Pour un taux de croissance de 3,5 % par an, recycler chaque année 70 % du métal retarde de seulement 8 années l'épuisement des ressources primaires.

Conclusion : Pour gagner plus de 100 ans sur l'épuisement des ressources primaires grâce au recyclage, il faut atteindre 90 % de recyclage pour un taux de croissance de 1 % ou 70 % de recyclage pour un taux de croissance de 0,8 %.



Graphique b · Décalage (en années) de la consommation de métal primaire obtenu grâce au recyclage pour différents taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et pour un temps de séjour dans l'économie (RT) de 8 ans ; adapté de (Grosse, 2023, p. 57)

Description : Les éléments sont similaires à ceux du graphique a, seul le temps de séjour dans l'économie diffère ; il est ici de 8 ans.

Pour un taux de croissance de 1 % par an, recycler chaque année 70 % des déchets retarde de plus de 100 années l'épuisement des ressources primaires. Pour un taux de croissance de 3,5 % par an, recycler chaque année 70 % des déchets retarde d'environ 25 années l'épuisement des ressources primaires.

Conclusion : Pour gagner plus de 100 ans sur l'épuisement des ressources primaires, il faut atteindre 70 % de recyclage pour un taux de croissance de 1 % ou 90 % de recyclage pour un taux de croissance de 1,5 %.

Figure 78 : Corrélation entre le taux de croissance annuelle de la consommation (α), le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) et le temps de séjour dans l'économie (RT) ; graphiques adaptés de (Grosse, 2023, p. 57)

Grosse (2023) démontre ainsi mathématiquement que pour retarder l'épuisement des ressources primaires de 100 ans grâce aux ressources secondaires, il est indispensable que : (1) la **croissance de la consommation totale** de chaque métal soit **inférieure à 1 % par an** ; (2) le **taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR)** de chaque métal soit **supérieur à 70 %, voire à 80 %** ; (3) le **taux d'addition aux stocks**³⁴⁶ soit **inférieur à 20 %**, c'est-à-dire que l'économie rejette au moins 80 % des quantités de chaque métal qu'elle consomme. Ces conditions doivent être simultanément respectées ; si l'une des trois ne l'est pas, le bénéfice apporté par les deux autres se réduit, voire devient négligeable (Grosse, 2023). En synthèse, cela signifie que **l'offre secondaire ne pourra être efficace que (Cullen, 2017 ; Fellner, et al., 2017 ; Grosse, 2023) : (1) si la consommation de ressources et la production de déchets sont plus équilibrées ; (2) si les stocks sont constants ou en baisse.**

Compte tenu des limites associées à l'augmentation de l'EOL-RR (liées aux pertes susmentionnées et à la demande énergétique induite par des taux élevés, voir § 3.2.3), Grosse (2023) analyse l'**effet du taux d'incorporation de recyclés (RC) et en particulier du RC_{pure old scrap}**³⁴⁷. En s'appuyant sur les mêmes types de fonctions mathématiques que pour l'EOL-RR, il montre que l'augmentation du RC a deux implications (Grosse, 2023) :

- **la croissance matérielle est automatiquement plafonnée.** En effet, la composition des nouveaux produits est alors contrainte par une proportion minimale de métaux recyclés. Il n'est donc possible chaque année que de produire au maximum une certaine quantité totale de métaux, qui est proportionnelle à la quantité de métaux recyclés disponible. De plus, cette disponibilité est également contrôlée par le temps de séjour dans l'économie (RT) ;
- **l'efficacité du recyclage augmente.** En effet, le flux de métaux recyclés devient alors le facteur limitant de la production, ce qui nécessite de maximiser la récupération de la quantité de métaux dans le gisement secondaire.

Grosse (2023) recommande ainsi d'**imposer un RC élevé pour tous les métaux constitutifs des produits neufs, avec un objectif de 80 % à atteindre à l'horizon 2045**, en précisant (Grosse, 2023, p. 140) : « *La seule politique publique efficace à long terme pour une économie circulaire des matières premières consiste donc à imposer progressivement, matériau par matériau, une teneur minimale en recyclés au sein de toute matière première et de tout produit neuf, fabriqué sur place ou importé.* »

Cette recommandation doit être considérée avec une attention d'autant plus grande que la plupart des scénarios de demande métallique actuels envisagent une augmentation du taux de croissance pour tous les métaux (Elshkaki, et al., 2018 ; Van der Voet, et al., 2018). À titre d'illustration, Elshkaki, et al. (2018) – qui ont élaboré plusieurs scénarios pour la période 2010-2050³⁴⁸ – estiment qu'avec de telles hypothèses de croissance, il est peu probable que la production secondaire puisse représenter une part substantielle de la demande métallique avant de nombreuses décennies.

³⁴⁶ Le **taux d'addition au stock** correspond au rapport entre la quantité ajoutée aux stocks en cours d'utilisation et la quantité consommée. Ce paramètre est mathématiquement lié au taux de croissance (α) et au temps de séjour dans l'économie (RT). (Grosse, 2023)

³⁴⁷ Pour rappel, le **taux d'incorporation de recyclés (RC)** quantifie la part du métal secondaire dans le flux global des métaux envoyés en phase de fabrication et en phase de production. Schématiquement, il s'agit de « ce qui vient du recyclage dans la production ou la fabrication ». Le **RC_{pure old scrap}** représente le taux d'incorporation de recyclés (RC) qui ne prend pas en compte la boucle « instantanée » des nouvelles ferrailles.

³⁴⁸ Elshkaki, et al. (2018) se sont appuyés sur des données historiques et actuelles relatives à l'utilisation de sept métaux (fer, manganèse, aluminium, cuivre, nickel, zinc et plomb). Ils ont établi des scénarios pour la demande métallique associée entre 2010 et 2050, en considérant quatre modèles théoriques de développement mondial.

4.3. Analyse critique du concept d'économie circulaire

Les approches décrites précédemment – telles que la « circularisation » des cycles de vie des métaux, la mise en œuvre des stratégies de gestion des déchets (R01 à R10) ou le développement des filières secondaires – s'intègrent en principe dans le concept « d'économie circulaire » (ou *circular economy* [CE] en anglais). Ce concept fait l'objet d'un **usage proliférique mais rarement étayé**, de sorte qu'il est devenu difficile de distinguer ce qui relève de l'aspiration des faits qui attestent de sa pertinence (Gregson, et al., 2015 ; Korhonen, et al., 2018a ; Moraga, et al., 2019), comme le rappellent (Beaulieu, et al., 2015, p. 27) : « *In the last 5 years, many types of organizations have been interested in CE and have written or theorized about its concepts and its potential benefits. Business rhetoric and marketing "buzz" has also been produced about the concept, making it sometimes difficult to discern between the hopes and aspirations that are injected into the concept and the supported facts.* »³⁴⁹

Le présent paragraphe se donne ainsi pour objectif d'analyser ce concept, à partir du retour d'expérience des chercheurs spécialisés dans l'économie circulaire et dans ses enjeux économiques, environnementaux et sociaux. Ceux-ci identifient de nombreuses limites, depuis sa conceptualisation jusqu'à sa mise en œuvre, et mettent en lumière le rôle que ces limites jouent dans l'affaiblissement des approches susmentionnées, comme souligné par (Gregson, et al., 2015) :

The concept of the circular economy has gained increasing prominence in academic, practitioner and policy circles and is linked to greening economies and sustainable development. However, **the idea is more often celebrated than critically interrogated**. Analysis shows the concept circulates as an idea and ideal, exemplified by industrial symbiosis and extended product life. **Yet, its actual enactment is limited and fragile.**³⁵⁰

4.3.1. Concept mal défini et controversé

Concept essentiellement contesté

L'une des définitions de l'économie circulaire les plus citées – en particulier par les acteurs industriels et politiques – est celle de la Fondation Ellen MacArthur (EMF) (EMF, 2013 ; EMF, 2015), à savoir (EMF, 2013, p. 7) : « *A circular economy is an industrial system that is restorative or regenerative by intention and design [...]. It replaces the "end-of-life" concept with restoration, shifts towards the use of renewable energy, eliminates the use of toxic chemicals, which impair reuse, and aims for the elimination of waste through the superior design of materials, products, systems, and, within this, business models.* »³⁵¹ L'EMF n'est pas le seul organisme ayant conceptualisé et proposé une déclinaison stratégique de l'économie circulaire, mais c'est celui qui a le mieux réussi à institutionnaliser les récits associés et à proposer une vision directrice complète (Lazarevic & Valve, 2017).

³⁴⁹ Traduction : « *Au cours des cinq dernières années, de nombreux types d'organisations se sont intéressés à l'économie circulaire et ont écrit ou théorisé sur ses principes et ses avantages potentiels. Une rhétorique commerciale et un "buzz" marketing se sont également développés autour du concept, si bien qu'il est parfois difficile de discerner entre les espoirs et les aspirations qui sont injectés dans le concept et les faits qui l'étayent.* »

³⁵⁰ Traduction : « *Le concept d'économie circulaire a gagné en importance dans les cercles universitaires, professionnels et politiques et est lié à l'écologisation des économies et au développement durable. Cependant, l'idée est plus souvent célébrée qu'interrogée de manière critique. L'analyse montre que le concept circule en tant qu'idée et idéal, illustré par la symbiose industrielle et l'allongement de la durée de vie des produits. Pourtant, sa mise en œuvre effective est limitée et fragile.* »

³⁵¹ Traduction : « *Une économie circulaire est un système industriel qui est réparateur ou régénératif par son intention et sa conception [...]. Elle remplace le concept de "fin de vie" par celui de la restauration, s'oriente vers l'utilisation d'énergies renouvelables, élimine l'utilisation de produits chimiques toxiques, qui empêchent la réutilisation, et vise l'élimination des déchets grâce à une conception améliorée des matériaux, des produits, des systèmes et, dans ce cadre, des modèles d'entreprise.* »

Cette définition est cependant loin d'être consensuelle, ainsi que le démontrent les travaux de Kirchherr, et al. (2017) qui ont analysé **114 définitions de l'économie circulaire** à la lumière de 17 dimensions³⁵². Ils montrent que les dimensions prises en compte diffèrent beaucoup d'une définition à l'autre, et mettent en évidence que la pluralité et l'hétérogénéité des définitions limitent la cohérence du concept (Kirchherr, et al., 2017). Parmi les définitions alternatives à celle proposée par la Fondation Ellen MacArthur, celles de Kirchherr, et al. (2017), de Geissdoerfer, et al. (2017), de Homrich, et al. (2018), et de Korhonen, et al. (2018a), bien que différentes, présentent l'avantage de s'appuyer sur le croisement de nombreuses références scientifiques. En première approche, SystExt retient ainsi celle de ces premiers auteurs (Kirchherr, et al., 2017, pp. 224-225) : « *A circular economy describes an economic system that is based on business models which replace the "end-of-life" concept with reducing, alternatively reusing, recycling and recovering materials in production/distribution and consumption processes, thus operating at the micro level (products, companies, consumers), meso level (eco-industrial parks) and macro level (city, region, nation and beyond), with the aim to accomplish sustainable development, which implies creating environmental quality, economic prosperity and social equity, to the benefit of current and future generations.* »³⁵³

Du fait de cette prolifération de définitions, souvent divergentes, le concept d'économie circulaire ne dispose toujours **pas de définition consensuelle et précise** (Blomsma & Brennan, 2017 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Homrich, et al., 2018 ; Korhonen, et al., 2018b ; Moraga, et al., 2019), comme constaté par (Grosse, 2015) :

Le concept d'économie circulaire a ceci de remarquable que chacun le comprend spontanément mais peine à le définir précisément. Cela en fait un instrument à la fois précieux mais délicat, car menacé par sa popularité même de tourner en concept fourre-tout.

De nombreux auteurs soulignent que l'économie circulaire est « *un concept essentiellement contesté* » [trad.] (Korhonen, et al., 2018b, p. 551), tant dans la recherche que dans la pratique, et que cette contestation permanente pourrait conduire à sa disparition (Kirchherr, et al., 2017 ; Korhonen, et al., 2018b).

Concept « parapluie » aux contributions incertaines

Le concept d'économie circulaire et ses applications ont été **presque exclusivement développés et dirigés par des praticiens**, c'est-à-dire par des décideurs politiques, des entreprises, des associations industrielles, etc. (Korhonen, et al., 2018a ; Korhonen, et al., 2018b ; Corvellec, et al., 2022). C'est probablement ce qui explique le « *bourbier de définitions* » [trad.] (Corvellec, et al., 2022, p. 422) souligné précédemment et le fait que **l'économie circulaire englobe non seulement des notions scientifiques, mais aussi des notions pseudoscientifiques** (Korhonen, et al., 2018a ; Korhonen, et al., 2018b ; Corvellec, et al., 2022).

³⁵² Toutes les définitions sélectionnées par Kirchherr, et al. (2017) sont tirées de publications scientifiques (revues par des pairs) et de documents officiels. Les 17 dimensions concernées sont : hiérarchie des 4R, réduire, réutiliser, recycler, récupérer, hiérarchie de gestion des déchets, perspective systémique, perspective microsystemique, perspective mésosystemique, perspective macrosystemique, modèle commercial, rôle des consommateurs, développement durable, qualité de l'environnement, prospérité économique, équité sociale, générations futures (et dimension temporelle).

³⁵³ Traduction : « *Une économie circulaire décrit un système économique basé sur des modèles d'entreprise qui remplacent le concept de "fin de vie" par la réduction, la réutilisation alternative, le recyclage et la récupération des matériaux dans les processus de production, de distribution et de consommation, opérant ainsi au niveau micro (produits, entreprises, consommateurs), au niveau méso (parcs écoindustriels) et au niveau macro (ville, région, nation et au-delà), dans le but d'accomplir un développement durable, ce qui implique la mise en place d'une qualité environnementale, d'une prospérité économique et d'une équité sociale, au profit des générations actuelles et futures.* »

Plus généralement, l'économie circulaire est décrite comme un **concept « parapluie » recouvrant des notions hétéroclites**, parfois incompatibles et souvent elles-mêmes contestées, telles que : le développement durable, le capitalisme naturel, l'économie verte, l'économie fonctionnelle, la valeur partagée, l'économie de la performance, l'écologie industrielle, la réflexion sur le cycle de vie, la logique du « berceau au berceau », la Responsabilité élargie du producteur (REP), l'écoconception, l'écoefficacité, le biomimétisme, la science de la résilience, etc. (Rammelt & Crisp, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Blomsma & Brennan, 2017 ; Korhonen et al., 2018b ; Reuter, et al., 2019 ; Corvellec, et al., 2022).

Comme souligné par Gregson, et al. (2015) en introduction du § 4.3, l'économie circulaire est un idéal salué et largement soutenu « par principe », ce qui réduit la visibilité des analyses critiques qui en sont faites. Pourtant, **les mises en œuvre réelles et pratiques de l'économie circulaire s'avèrent limitées et fragiles** (Gregson, et al., 2015 ; Homrich, et al., 2018 ; Corvellec, et al., 2022). En effet, la plupart des déclinaisons de l'économie circulaire correspondent à des innovations incrémentales, représentant des améliorations mineures ou des petits ajustements aux technologies et processus existants (Homrich, et al., 2018). De plus, malgré l'essor de la recherche dans ce domaine, celle-ci en reste au stade exploratoire (principalement fondée sur des études de cas), et manque de confirmations empiriques (Homrich, et al., 2018). En synthèse, il apparaît que **l'économie circulaire repose davantage sur un programme idéologique que sur un programme stratégique** permettant d'améliorer effectivement la soutenabilité des modèles actuels (Corvellec, et al., 2022, p. 421) :

Circular economy is based on an ideological agenda dominated by technical and economic accounts, which brings **uncertain contributions to sustainability and depoliticizes sustainable growth**. Bringing together these critiques demonstrates that the circular economy is **far from being as promising as its advocates claim it to be**. Circularity emerges instead as a theoretically, practically, and ideologically questionable notion.³⁵⁴

4.3.2. Priorisation de « l'économie » sur le « circulaire »

Approche centrée sur les enjeux économiques, au détriment de tous les autres enjeux

De façon générale, la relation entre l'économie circulaire et le développement durable s'avère ambiguë (Geissdoerfer, et al., 2017 ; Moraga, et al., 2019 ; Corvellec, et al., 2022). Bien qu'elle soit soutenue par une grande variété d'engagements institutionnels, cette relation n'est pas explicitée dans la littérature ni caractérisée de façon précise (Geissdoerfer, et al., 2017 ; Corvellec, et al., 2022). Il en résulte, d'une part, des conséquences potentiellement néfastes pour la diffusion des pratiques associées à ces deux concepts (Geissdoerfer, et al., 2017) et, d'autre part, une mise en œuvre probablement non « durable » de l'économie circulaire (Kirchherr, et al., 2017). Dans les faits, l'économie circulaire se réfère principalement aux avantages économiques que peuvent apporter la diminution de la consommation de métaux ou d'énergie, ou encore l'évitement des déchets (Geissdoerfer, et al., 2017). Elle se distingue ainsi de la « durabilité » par la recherche de résultats relativement immédiats et par la non-prise en compte de la viabilité des processus à long terme (Geissdoerfer, et al., 2017). Cette **réduction des enjeux environnementaux à quelques considérations d'écoefficacité** est attestée par la plupart des auteurs étudiés, qu'ils soient spécialisés dans les stratégies de gestion des déchets et dans les filières secondaires (ainsi que mis en évidence dans les chapitres précédents) ou dans l'économie circulaire.

³⁵⁴ Traduction : « L'économie circulaire repose sur un programme idéologique dominé par des considérations techniques et économiques, qui apporte des contributions incertaines à la durabilité et dépolitise la croissance soutenable. L'ensemble de ces critiques montre que l'économie circulaire est loin d'être aussi prometteuse que le prétendent ses défenseurs. La circularité apparaît plutôt comme une notion théoriquement, pratiquement et idéologiquement discutable. »

À ce titre, il est essentiel de rappeler la différence entre l'écoefficience – sur laquelle se concentre l'économie circulaire – et l'écoefficacité (Rammelt & Crisp, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Lazarevic & Valve, 2017), comme synthétisé par (Beaulieu, et al., 2015, p. 36) : « [...] CE claims to be based on effectiveness ("doing the right thing") but many definitions from various organizations seem to focus on efficiency ("doing things right"), while some concepts such as Functional Economy aim to reconcile both ("doing the right thing the right way"). »³⁵⁵ Tandis que l'écoefficience se donne pour objectif de développer des produits et des systèmes industriels qui optimisent la qualité et la productivité des matériaux, l'écoefficacité se donne pour objectif de réduire les impacts environnementaux des produits et des systèmes industriels (Rammelt & Crisp, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Lazarevic & Valve, 2017).

De façon générale, **les approches relatives à l'économie circulaire priorisent explicitement les enjeux économiques par rapport aux enjeux environnementaux, sociaux ou culturels** (Cullen, 2017 ; Geissdoerfer et al., 2017 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022). Ainsi, les praticiens soulignent que **l'économie circulaire doit rester une « économie »,** qui doit être développée par les entreprises pour être viable et rentable (Geissdoerfer et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017), et la considèrent comme un **moyen de stimuler la croissance** (Kirchherr, et al., 2017).

L'analyse de Kirchherr, et al. (2017) met ainsi en exergue que l'objectif le plus important est la prospérité économique (mentionnée dans 46 % des définitions examinées), suivi de la qualité de l'environnement (environ 38 %). Les autres enjeux sont largement écartés, tels que l'équité sociale (environ 20 %) et les implications pour les générations futures (moins de 1 %) (Kirchherr, et al., 2017). Le concept d'économie circulaire se caractérise, en effet, par **l'exclusion de nombreuses dimensions environnementales** (dégradation de la qualité des milieux, perte de biodiversité, etc.), **sociales** (équité, bien-être social, gestion des déséquilibres entre le « Nord global » et le « Sud global », inclusion des minorités, etc.), mais aussi **institutionnelles et culturelles** (Beaulieu, et al., 2015 ; Geissdoerfer, et al., 2017 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Homrich, et al., 2018 ; Korhonen, et al., 2018b ; Corvellec, et al., 2022).

De façon corollaire, la focalisation sur l'économie circulaire détourne l'attention qui pourrait être portée à des approches plus complètes et holistiques, comme soulevé par (Geissdoerfer, et al., 2017, p. 766) :

Also because many conceptualisations of the Circular Economy appear to exclude large parts of the social dimension, emphasise economic benefits, and simplify the environmental perspective, the concept might be more attractive for policy makers and private business than competing approaches. This can be problematic for the transition to a more sustainable economic system because attention and resources are diverted from more comprehensive and holistic approaches.³⁵⁶

³⁵⁵ Traduction : « L'économie circulaire prétend se fonder sur l'efficacité ("faire la bonne chose"), mais de nombreuses définitions émanant de diverses organisations semblent se concentrer sur l'efficience ("faire les choses de la bonne manière"), tandis que certains concepts tels que l'économie fonctionnelle visent à concilier les deux ("faire la bonne chose de la bonne manière"). »

³⁵⁶ Traduction : « En outre, comme de nombreuses conceptualisations de l'économie circulaire semblent exclure une grande partie de la dimension sociale, mettre l'accent sur les avantages économiques et simplifier la perspective environnementale, le concept pourrait être plus attrayant pour les décideurs politiques et les entreprises privées que les approches concurrentes. Cela peut être problématique pour la transition vers un système économique plus durable, car cela détourne l'attention et les ressources d'approches plus globales et holistiques. »

Aucune remise en cause des modèles socio-économiques actuels

Contrairement à certaines idées reçues, **l'économie circulaire n'est pas intrinsèquement « durable »**, la « circularité » ne garantissant pas que les impacts environnementaux soient réduits ; comme le rappellent (Zink & Geyer, 2017, p. 595) : « [...] *simply connecting waste streams from one process to inputs in another does not automatically assure reductions in environmental impact. In other words, there is nothing intrinsically "green" about the circular economy (or about any product or activity, for that matter).* »³⁵⁷ Les chapitres précédents confirment cette affirmation, en décrivant les problématiques posées par : les techniques privilégiées dans le processus de recyclage (§ 2.3.1 et § 2.3.2) ; la gestion des substances dangereuses (§ 2.3.2) ; les pertes de matière et d'énergie associées au recyclage (§ 3.2) ; ou le commerce mondialisé des ferrailles (§ 4.1.3). Cependant, ils démontrent aussi l'efficacité (en termes environnementaux et en termes de « circularité ») des stratégies de gestion de déchets (R01 à R09) (§ 3.3 et § 4.1.1), stratégies qui relèvent théoriquement de l'économie circulaire. Dans cette dernière contradiction réside le **paradoxe de l'économie circulaire**. En effet, **ce concept ne peut pas répondre aux objectifs qu'il se fixe en termes de « durabilité » puisqu'il priorise des enjeux économiques qui sont le plus souvent incompatibles avec ces objectifs**. Cette priorisation se fait tant à l'échelle conceptuelle, dans les définitions et les approches (ainsi que décrit dans le paragraphe précédent), mais aussi :

- à l'échelle des marchés, l'offre secondaire étant neutralisée par une demande métallique exponentielle (§ 4.2) ;
- à l'échelle des modèles productifs, les stratégies de gestion des déchets (R01 à R08) étant essentiellement freinées par des considérations d'ordre économique (§ 3.3 et en particulier § 3.3.4) ;
- à l'échelle des filières secondaires, le recyclage étant limité par des facteurs économiques, en particulier la valeur des métaux et l'existence d'infrastructures appropriées (§ 4.1.3).

Ainsi, les fabricants sont souvent enclins à appliquer la hiérarchie des R de façon réduite – ou de façon détournée en priorisant le recyclage (R09) (voir § 3.3.4) – pour ne pas avoir à redéfinir la composition matérielle des produits, à réviser l'ensemble des chaînes d'approvisionnement ou à modifier les modes de production (Rammelt & Crisp, 2014 ; Kirchherr, et al., 2017), ainsi que souligné par (Kirchherr, et al., 2017, p. 227) : « [...] *CE implementation based on definitions that do not outline "Reduce" as CE's priority can result in CE subverted to the cause of continuing an unsustainable business-as-usual model.* »³⁵⁸

Par ailleurs, même si les impacts individuels d'un produit sont minimisés (ex : écoconception, écoefficience, efficacité énergétique), le flux croissant de produits vendus et mis au rebut entraîne nécessairement une augmentation des impacts environnementaux totaux (Rammelt & Crisp, 2014), comme synthétisé par (Korhonen, et al., 2018a, p. 43) : « [...] *eco-efficiency is different than sustainability. Even efficiently organized systems will collapse if their overall burden on their supporting systems exceeds a sustainability limit [...].* »³⁵⁹

³⁵⁷ Traduction : « [...] *le simple fait de relier les flux de déchets d'un processus aux intrants d'un autre processus ne garantit pas automatiquement une réduction de l'impact sur l'environnement. En d'autres termes, il n'y a rien d'intrinsèquement "vert" dans l'économie circulaire (ni dans aucun produit ou activité d'ailleurs).* »

³⁵⁸ Traduction : « [...] *la mise en œuvre de l'économie circulaire sur la base de définitions qui ne font pas de la "réduction" sa priorité peut aboutir à ce que l'économie circulaire soit détournée au profit de la poursuite d'un modèle non soutenable et de maintien du statu quo.* »

³⁵⁹ Traduction : « [...] *l'écoefficience est différente de la durabilité. Même les systèmes organisés de manière efficiente s'effondrent si la charge globale qu'ils font peser sur les systèmes qui les soutiennent dépasse une limite de durabilité [...].* »

Cet exemple met en lumière une insuffisance majeure de l'économie circulaire, qui constitue un corollaire du paradoxe susmentionné : **elle n'aborde pas les tensions entre les limites biophysiques et la croissance** (au regard des flux de matière et d'énergie, en particulier), **ni les limites associées à la croissance économique** (Lazarevic & Valve, 2017 ; Korhonen, et al., 2018a ; Corvellec, et al., 2022). L'économie circulaire ne questionne pas davantage les modèles de consommation et les modèles de production (Rammelt & Crisp, 2014 ; Gregson, et al., 2015 ; Hobson, 2016 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022). Dans ce cadre, Hobson (2016) note que les débats sur l'économie circulaire éludent notamment les questions afférentes à l'acceptation ou le refus des modes de consommation, tant à l'échelle individuelle que collective, ainsi que les questions de consumérisme et de propriété privée.

Pourtant, la plupart des chercheurs étudiés estiment que ce sont ces enjeux qui se trouvent au cœur de la viabilité globale de l'économie circulaire. Ils considèrent ainsi que **des changements radicaux devraient être opérés sur les modèles de production et sur les modèles de consommation** (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Gregson, et al., 2015 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022), comme souligné par (Gregson, et al., 2015) :

The concept is an endlessly recited ideal. Yet, to effect a circular economy driven by producers through either industrial symbiosis or cradle-to-cradle manufacturing would require radical transformations to the economic order, including fundamental recasting of manufacture, retail, consumption and property rights.³⁶⁰

4.3.3. Nécessité d'abolir certains mythes associés à l'économie circulaire

Déplacement de la production primaire par la production secondaire

Le déplacement de la production primaire par la production secondaire constitue probablement le **principe le plus admis et le plus promu concernant l'intérêt environnemental du recyclage** (McMillan, et al., 2012 ; Zink & Geyer, 2017). Il s'agit d'ailleurs d'une hypothèse « classique » dans la méthodologie d'analyse de cycle de vie (ACV) (Castro, et al., 2007 ; Geyer, et al., 2015 ; Paraskevas, et al., 2015). Ce principe, également appelé substitution 1:1 (1 pour 1), postule que le métal recyclé peut être utilisé comme substitut complet du métal primaire, chaque tonne de métal recyclé évitant ainsi la production d'une tonne de métal primaire.

Par conséquent, il est d'usage de considérer que ce déplacement permet de « compenser » les impacts environnementaux associés à la production primaire « évitée ». Ce principe est ainsi retenu par les associations industrielles des métaux dans la « Déclaration de l'industrie des métaux sur les principes du recyclage » (Atherton, 2007, p. 59) : « [...] *recycled metal substitutes or displaces the necessity to mine new metal. Consequently, metal recycling offsets primary production processes – and their associated environmental impacts and energy consumption – required to dig, crush, grind and otherwise metallurgically process virgin ore. Recycling increases the material and energy efficiency of product systems throughout the life cycle and thus is good management practice.* »³⁶¹

³⁶⁰ Traduction : « Le concept est un idéal récité à l'infini. Pourtant, la mise en place d'une économie circulaire pilotée par les producteurs grâce à la symbiose industrielle ou à la fabrication "du berceau au berceau" nécessiterait des transformations radicales de l'ordre économique, notamment une refonte fondamentale de la fabrication, de la vente au détail, de la consommation et des droits de propriété. »

³⁶¹ Traduction : « [...] le métal recyclé se substitue ou déplace la nécessité d'extraire du métal neuf. Par conséquent, le recyclage des métaux compense les processus de production primaire – et les impacts environnementaux et la consommation d'énergie qui y sont associés – nécessaires pour creuser, concasser, broyer et traiter métallurgiquement le minerai vierge. Le recyclage augmente l'efficacité matérielle et énergétique des systèmes de produits tout au long de leur cycle de vie et constitue donc une bonne pratique de gestion. »

Pour justifier cette assertion, la déclaration s'appuie en particulier sur trois hypothèses (Atherton, 2007) : (1) les métaux provenant de produits en fin de vie sont largement recyclés à des taux élevés ; (2) les métaux peuvent être recyclés à l'infini, et ils le sont déjà ; (3) la contrainte du recyclage des métaux est la disponibilité des matières premières. McMillan, et al. (2012), qui ont réalisé une analyse critique de cette déclaration, montrent que ces hypothèses sont cependant contredites par la littérature et par le retour d'expérience élargi sur les filières secondaires (McMillan, et al., 2012, p. 324) : « *Evidence is provided that, contrary to the position of the metals industry, metals are not necessarily recycled at high rates, are recycled only a small number of times before final disposal, and are sometimes limited in recycling potential by the economics of contaminant removal. The analysis concludes that metal recycled from old scrap largely serves as an imperfect substitute for primary metal. As a result, large-scale displacement of primary production and its associated environmental emissions is currently limited to a few specific instances.* »³⁶² Ces dernières affirmations sont d'ailleurs étayées par les descriptions réalisées dans les chapitres précédents, en particulier : (1) les taux de recyclage (EOL-RR, OSR et RC³⁶³) sont généralement faibles et présentent de fortes disparités entre les métaux (§ 3.1.2) ; (2) le recyclage des métaux est limité par l'accumulation de pertes à toutes les phases de leur cycle de vie (pertes de matériau, pertes par dissipation, pertes de propriété) (§ 3.2) ; (3) si les freins aux processus de recyclage peuvent être d'ordre technique au regard de la complexité des filières associées (§ 2.3.2), ils sont principalement d'ordre économique (§ 4.1.3) et fortement liés aux évolutions de la demande métallique (§ 4.2).

Ces auteurs concluent que le déplacement de la production primaire n'est pas déterminé par des réalités techniques, mais par des réalités économiques (McMillan, et al., 2012, p. 325) :

This work identifies the differences that can exist between the metallurgical, theoretical view of metals recycling and the observed, economics-driven practice. Ultimately metals recycling is framed by metallurgy and determined by economics. Quantitative economic analysis must be called upon to provide a more robust answer to the question of the extent to which recycling offsets primary production.³⁶⁴

De la même façon que McMillan, et al. (2012), la plupart des auteurs considèrent que, si le recyclage présente un intérêt environnemental certain et considérable, il ne déplace pas nécessairement la production primaire sur une base de « un pour un » (Geyer, et al., 2015 ; Zink & Geyer, 2017 ; Reuter, et al., 2019). Ce déplacement est principalement déterminé par les dynamiques économiques qui gouvernent la demande métallique (Geyer, et al., 2015 ; Zink & Geyer, 2017 ; Reuter, et al., 2019).

³⁶² Traduction : « Il est prouvé que, contrairement à la position de l'industrie des métaux, les métaux ne sont pas nécessairement recyclés à des taux élevés, ils ne sont recyclés qu'un petit nombre de fois avant la mise en décharge finale, et leur potentiel de recyclage est parfois limité par les aspects économiques de l'élimination des contaminants. L'analyse conclut que le métal recyclé à partir de vieilles ferrailles sert en grande partie de substitut imparfait au métal primaire. Par conséquent, le déplacement à grande échelle de la production primaire et des émissions environnementales qui y sont associées est actuellement limité à quelques cas spécifiques. »

³⁶³ Pour rappel, il s'agit du taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR), du taux de vieilles ferrailles (OSR) et du taux d'incorporation de recyclés (RC) ; voir le § 3.1.1.

³⁶⁴ Traduction : « Ce travail identifie les différences qui peuvent exister entre les visions métallurgique et théorique du recyclage des métaux et la pratique observée, axée sur l'économie. En fin de compte, le recyclage des métaux est encadré par la métallurgie et déterminé par l'économie. Il faut faire appel à l'analyse économique quantitative pour apporter une réponse plus solide à la question de savoir dans quelle mesure le recyclage compense la production primaire. »

Effets rebond de l'économie circulaire

Dans la littérature afférente à l'efficacité énergétique, l'**effet rebond** décrit le phénomène selon lequel l'amélioration de l'efficacité rend la consommation d'un bien relativement moins chère, conduisant à une augmentation de sa consommation (Zink & Geyer, 2017). Cette consommation accrue diminue le bénéfice environnemental de l'amélioration de l'efficacité, et peut même être à l'origine d'un effet « retour de flamme », selon lequel l'augmentation de la consommation est plus importante que l'augmentation de l'efficacité, conduisant à des impacts nets plus élevés (Zink & Geyer, 2017).

Zink & Geyer (2017) établissent un parallèle avec l'économie circulaire et mettent en évidence deux principaux effets rebond. Le premier est l'**effet rebond lié à une substituabilité insuffisante** (Zink & Geyer, 2017). Les produits réutilisés ou refabriqués (stratégies de gestion des déchets R04 à R08) se substituent difficilement aux produits neufs parce qu'ils conservent une image de produits anciens ou inférieurs (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016). Ce constat s'applique également aux biens d'occasion pour lesquels la technologie évolue trop rapidement pour soutenir un marché de seconde main (Allwood, 2014). Il en résulte nécessairement une augmentation de la production et de la consommation nettes. Le second est l'**effet rebond lié à l'influence du prix** (Zink & Geyer, 2017). Afin d'inciter les producteurs à se procurer des matériaux de moindre qualité (ou perçus comme tels), les vendeurs les proposent à un prix inférieur à celui des matériaux primaires. Ceux qui s'approvisionnent en matériaux secondaires peuvent ainsi acheter plus de matériaux et les utiliser pour fabriquer plus de produits qu'ils ne le pouvaient auparavant.

Par ailleurs, **le fait d'encourager les entreprises privées à trouver des circonstances rentables dans l'économie circulaire est susceptible de provoquer un effet rebond** (Zink & Geyer, 2017, p. 593) :

[...] simply encouraging private firms to find profitable opportunities in the circular economy is likely to cause rebound and lower or eliminate the potential environmental benefits.³⁶⁵

Pour éviter ces effets rebonds, Zink & Geyer (2017) émettent trois recommandations. Premièrement, les filières secondaires doivent produire **des produits et matériaux qui se substituent effectivement à ceux des filières primaires** (Zink & Geyer, 2017). En effet, les produits et matériaux qui représentent de « mauvais » substituts en raison de différences de qualité, de prix ou de marché cible ne peuvent pas concurrencer les sources primaires. Deuxièmement, il est nécessaire que les activités associées à l'économie circulaire n'aient **aucun effet sur la demande globale de biens ou qu'elles la diminuent** (Zink & Geyer, 2017). En d'autres termes, elles doivent cibler des domaines où la demande est relativement satisfaisante ou veiller à ce que l'augmentation de la production secondaire n'ait pas d'incidence significative sur les prix globaux. Troisièmement, et sous réserve que les deux conditions précédentes soient remplies, les activités d'économie circulaire doivent **détourner réellement les consommateurs de la production primaire** (Zink & Geyer, 2017).

³⁶⁵ Traduction : « [...] le simple fait d'encourager les entreprises privées à trouver des circonstances rentables dans l'économie circulaire est susceptible de provoquer un effet rebond et de réduire ou d'éliminer les avantages environnementaux potentiels. »

Priorisation de l'économie linéaire

L'attention grandissante portée au concept d'économie circulaire ne s'est pas traduite en une plus grande « circularité » des modèles socio-économiques actuels, comme souligné par (Hagelüken & Goldmann, 2022, p. 550) : « *It can thus be seen that, in spite of existing waste legislation and circular economy approaches, in the case of consumer goods, we are still relatively far away from a "circular economy"* »³⁶⁶.

Les bilans annuels réalisés par l'organisation Circle Economy mettent en évidence, au contraire, une **tendance à la diminution de la « circularité »**. À partir d'un état des lieux des flux de ressources depuis leur extraction jusqu'à la fin de leur utilisation à l'échelle mondiale, cette organisation calcule depuis 2018 un taux de circularité, qui correspond au rapport entre les ressources recyclées et les ressources totales entrant dans l'économie mondiale. Alors que le taux de circularité s'élevait à 9,1 % en 2018, il a diminué progressivement, pour atteindre 8,6 % en 2022 puis 7,2 % en 2023 (Circle Economy, 2022 ; Circle Economy, 2023). Si la comparaison de ces données doit être réalisée avec précaution au regard des variations entre les données prises en compte et les méthodes de calcul, Circle Economy (2023) confirme que **le taux de circularité diminue à mesure que la quantité globale de ressources extraites augmente**. Ce constat souligne que la production secondaire se développe moins rapidement que la production primaire (Circle Economy, 2022, p. 24) : « *Our growth rate of resource extraction outpaces improvements in efficiency and in end-of-use recovery by a factor of two to three – and as a result, the quantities of secondary materials available for use are falling short.* »³⁶⁷

La Figure 79, page suivante, illustre l'état des lieux des flux de ressources à l'échelle mondiale en 2022 (Circle Economy, 2022). Sur la quantité totale de ressources entrant dans l'économie mondiale (100,6 milliards de tonnes ou Gt) (Circle Economy, 2022) : environ un tiers (31 Gt) est ajouté au stock en cours d'utilisation ; environ un tiers (37 Gt) est perdu, car émis dans l'environnement ou dispersé sous forme de déchets « *irrécupérables* », tels que les vêtements ou les emballages ; environ un tiers (32,6 Gt) est jeté sous forme de résidus miniers, de déchets non enregistrés, de déchets ultimes mis en décharge, de déchets directement incinérés ou de déchets collectés. Ces derniers représentent une quantité de 8,6 Gt et sont soit recyclés (8,4 Gt), soit valorisés énergétiquement (0,2 Gt) (Circle Economy, 2022).

Ces tendances mettent en exergue le **caractère intrinsèquement linéaire et intrinsèquement insoutenable des modèles socio-économiques actuels**, comme souligné par (Circle Economy, 2022, p. 13) et (Circle Economy, 2023, p. 17) :

- [...] the modern industrial economy is inherently linear – characterised by "take-make-waste" processes in practice.³⁶⁸
- By 2050 material extraction and use is expected to double relative to 2015 levels, threatening a total breakdown of Earth's life support systems, which are already at a breaking point.³⁶⁹

³⁶⁶ Traduction : « *On constate donc que, malgré la législation existante sur les déchets et les approches d'économie circulaire, dans le cas des biens de consommation, nous sommes encore relativement loin d'une "économie circulaire".* »

³⁶⁷ Traduction : « *Le taux de croissance de l'extraction des ressources dépasse de deux à trois fois les améliorations en matière d'efficacité et de récupération en fin d'utilisation, ce qui fait que les quantités de matières secondaires disponibles pour l'utilisation sont insuffisantes.* »

³⁶⁸ Traduction : « *[...] l'économie industrielle moderne est intrinsèquement linéaire – caractérisée par des processus "prendre-faire-jeter" dans la pratique.* »

³⁶⁹ Traduction : « *D'ici à 2050, l'extraction et l'utilisation de matériaux devraient doubler par rapport aux niveaux de 2015, menaçant d'effondrement total les systèmes de maintien de la vie sur Terre, qui sont déjà au point de rupture.* »

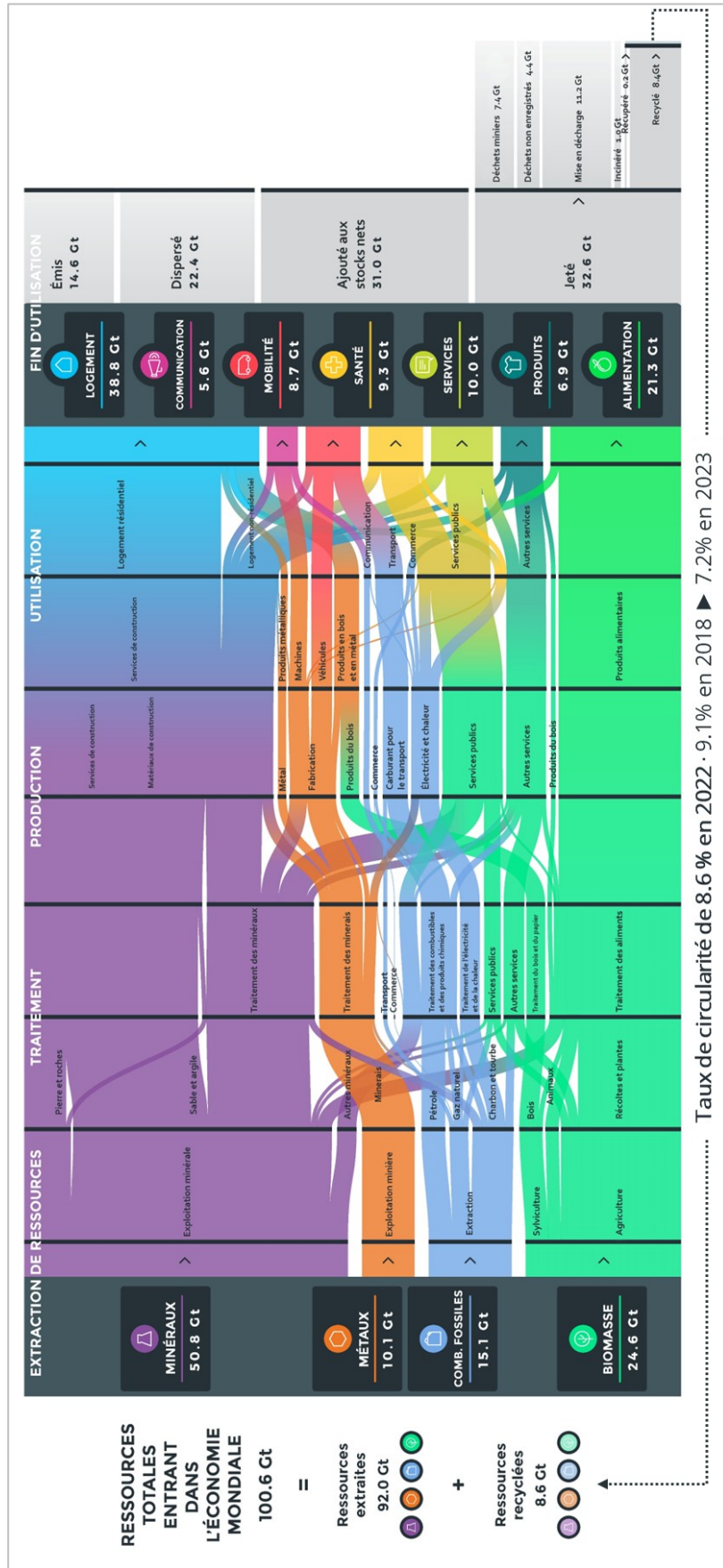


Figure 79 : État des lieux des flux de ressources à l'échelle mondiale en 2022 (en milliards de tonnes ou Gt) ; traduit et adapté de (Circle Economy, 2022, pp. 22-23)

5. Il est indispensable de prioriser les filières secondaires

Le présent paragraphe regroupe les **principales recommandations faites par tous les auteurs étudiés et les experts consultés**, ainsi que les principales mesures qu'ils proposent afin de réduire efficacement les impacts des filières métalliques, depuis la production jusqu'à la gestion des produits en fin de vie.

5.1. Pour des modes de production soutenables

5.1.1. Inverser les tendances d'accumulation matérielle

L'accumulation matérielle s'accompagne nécessairement d'une augmentation de la production primaire, car elle ne peut être approvisionnée que partiellement par l'offre secondaire, du fait de limites énergétiques, matérielles et thermodynamiques ainsi que des limites socio-économiques actuelles des filières secondaires³⁷⁰. Au regard des impacts des filières primaires, largement connus et documentés (SystExt, 2021), et de l'insuffisance des démarches relevant de la responsabilité sociale des entreprises (RSE) visant à les réduire (SystExt, 2023), cette accumulation conduit donc à une augmentation importante des impacts des filières métalliques.

De surcroît, cette accumulation freine grandement les mesures de gestion des déchets, depuis la réduction (R02) jusqu'au recyclage (R09) et empêche que l'offre secondaire représente une part substantielle de la demande métallique. À ce dernier titre, Grosse (2023) démontre que pour retarder l'épuisement des ressources primaires de 100 ans grâce aux ressources secondaires, il est indispensable que : (1) **la croissance de la consommation totale de chaque métal soit inférieure à 1 % par an** ; (2) le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) de chaque métal soit supérieur à 70 %, voire à 80 % ; (3) **le taux d'addition aux stocks soit inférieur à 20 %**, c'est-à-dire que l'économie renvoie vers les filières secondaires au moins 80 % des quantités de chaque métal qu'elle consomme (voir § 4.2).

Au regard de ces constats et de tous ceux dressés dans les chapitres précédents, **l'inversion des tendances d'accumulation matérielle apparaît comme la mesure à mettre en œuvre en priorité pour réduire efficacement les impacts des filières métalliques**. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle la stratégie R01 « Refuser » correspond à celle qui est la plus efficace en termes environnementaux et de circularité (Potting, et al., 2017) (voir la section « R01 · Refuser » du § 3.3.2), comme souligné par (Allwood, 2014, pp. 452-453) : « *Without regulation that leads to a reduction in material output, we are greatly constraining the degree to which we can reduce the harmful impacts that are the cause of our interest in recycling.* »³⁷¹

Cette question reste très peu approfondie dans les travaux de recherche afférents à la gestion des produits en fin de vie (Allwood, 2014), probablement parce qu'elle soulève des enjeux plus globaux en termes de modèles de consommation et de modèles de production (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Gregson, et al., 2015 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022).

³⁷⁰ Pour rappel, les filières secondaires regroupent les activités afférentes à la réutilisation, à la refabrication et au recyclage.

³⁷¹ Traduction : « *Sans une réglementation conduisant à une réduction de la production de matériaux, nous limitons considérablement le degré de réduction des incidences néfastes qui sont à l'origine de l'intérêt que nous portons au recyclage.* »

L'inversion des tendances d'accumulation matérielle peut être réalisée par une réduction de la demande globale³⁷², mais aussi par le développement des **systèmes produits-services (PSS)**³⁷³ (voir la section « R02 · Repenser » du § 3.3.2), comme rappelé par (Korhonen, et al., 2018a, p. 43) :

If the current consumption culture will not change, CE [circular economy] will remain as a technical tool that does not change the course of the current unsustainable economic paradigm. It is important to note that CE presents a new vision for the consumption culture with the "sharing economy".³⁷⁴

À ce titre, si tous les PSS présentent un intérêt important (Allwood, 2014 ; Tukker, 2015 ; Korhonen, et al., 2018a ; Henriques, et al., 2023), la **catégorie des services axés sur les résultats**³⁷⁵ est, de loin, la plus efficace, comme souligné par (Tukker, 2015, p. 76) : « *Sustainability researchers argued that if one were to focus on final user needs or the service a user wants, rather than the product, it would become much easier to design need-fulfillment systems with radically lower impacts.* »³⁷⁶

5.1.2. Assurer une traçabilité stricte sur l'ensemble du cycle de vie des métaux

L'identification et la mise en œuvre de mesures permettant de réduire efficacement les impacts des filières métalliques sont contraintes par un **manque de données à toutes les phases du cycle de vie des métaux**. Ce constat est partagé par quasiment tous les auteurs étudiés par SystExt.

Cela s'explique tout d'abord par le **manque de données sur la composition des produits – qualitativement et quantitativement – et, plus généralement, sur les usages qui sont faits des métaux** (Chancerel & Rotter, 2009 ; Luttrupp & Johansson, 2010 ; Oguchi, et al., 2011 ; Graedel, et al., 2015 ; Geldron, 2016 ; Moraga, et al., 2019 ; Reuter, et al., 2019). Plusieurs experts et assembleurs consultés par SystExt ont d'ailleurs confirmé que la composition métallique des produits est rarement connue, y compris des concepteurs, qui se concentrent davantage sur les spécifications et performances techniques des composants (densité, conductivité électrique, résistance, etc.). Ce constat est également réalisé par (Geldron, 2016, p. 69) : « *La connaissance de la composition des biens, notamment pour ce qui concerne les métaux stratégiques, se révèle extrêmement délicate. En effet, les importateurs n'ont aucune information et les fabricants français, qui sont plutôt des assembleurs, ne connaissent donc pas le contenu précis des composants qu'ils utilisent, comme le montrent les travaux d'un groupe de travail du Comes*³⁷⁷. *Seuls les fournisseurs de composants élémentaires ont cette connaissance. Il est donc nécessaire de procéder par analyse de la littérature technique ou des dires d'experts.* »

³⁷² Cette question n'est pas détaillée ici, car elle n'est pas approfondie dans le corpus de sources retenues pour la présente étude. Cependant, le Tome 4 · *Dépendance minérale et plans de transition « métalliques »* de l'étude Controverses se donne notamment pour objectif d'étudier les enjeux associés.

³⁷³ Pour rappel, les **systèmes produits-services (PSS)** consistent en l'une des mesures de gestion de la stratégie R02 « Repenser ».

³⁷⁴ Traduction : « *Si la culture de consommation actuelle ne change pas, l'économie circulaire restera un outil technique qui ne changera pas le cours du paradigme économique actuel, qui est insoutenable. Il est important de noter que l'économie circulaire propose une nouvelle vision de la culture de consommation avec "l'économie de partage".* »

³⁷⁵ Pour rappel, la **catégorie des services axés sur les résultats** désigne des PSS pour lesquels le modèle d'entreprise consiste à convenir avec le client d'un résultat (quels que soient les produits employés à cette fin) (Tukker, 2015).

³⁷⁶ Traduction : « *Les chercheurs en développement durable ont affirmé que si l'on se concentrait sur les besoins finaux de l'utilisateur ou sur le service qu'il souhaite, plutôt que sur le produit, il deviendrait beaucoup plus facile de concevoir des systèmes répondant aux besoins et ayant des impacts radicalement plus faibles.* »

³⁷⁷ Comité pour les métaux stratégiques (Comes).

Cela contraint considérablement les travaux académiques, comme le résumant (Graedel, et al., 2015, p. 6297) : « *It is not straightforward, in general, to determine the major uses of metals except in the case of those used in traditional technologies and over long periods of time: iron, copper, zinc, and the like. For others, the various uses to which the metal is put may be known to technologists, but not more generally. Even for those specialists, the fractions of produced metal that enter the various uses are often not generally available.* »³⁷⁸ À titre d'illustration, Chancerel & Rotter (2009) – qui ont étudié 731 équipements électriques et électroniques (EEE) issus de décharges municipales et de centres de collecte en Allemagne – ont préféré analyser directement les produits échantillonnés plutôt que prendre en compte les déclarations des fabricants (considérées comme imprécises).

Comme le montre l'exemple précédent, le déficit de connaissances sur la composition métallique des produits conduit à un **manque de données sur les ferrailles et les filières secondaires**. Ce manque s'applique également aux flux de ferrailles (Gaustad, et al., 2010 ; Araújo, et al., 2012 ; Oguchi, et al., 2012), en particulier celles qui sont associées aux processus de réutilisation, de refabrication et de recyclage (UNEP, 2011 ; Graedel, 2018 ; Graedel, 2019), comme souligné par (Geldron, 2016, p. 73) : « *La performance globale actuelle de la récupération des métaux stratégiques est délicate à établir, car chaque industriel reste très discret sur les niveaux de récupération auxquels il est parvenu, voire sur la nature des métaux valorisés, et il n'y a aucun chiffre disponible sur les quantités de métaux stratégiques issues du recyclage et commercialisées par ces installations.* »

De plus, tous les auteurs étudiés s'accordent sur le fait que **très peu de données sont disponibles sur les stocks de déchets « accessibles » et sur les stocks « inaccessibles »** (voir § 2.2.3). Ces derniers³⁷⁹ s'avèrent particulièrement méconnus, tant en termes de localisation ou de composition que de quantités de métaux associées (Gordon, et al., 2006 ; Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013 ; Kral, et al., 2019 ; Dewulf, et al., 2021).

Pour répondre à cette problématique, la plupart des chercheurs étudiés et des experts consultés par SystExt recommandent de **rendre les informations publiques et accessibles à tous**. Les informations qui devraient prioritairement être fournies par les fabricants et les assembleurs pour tout composant ou produit mis sur le marché sont : (1) la liste des **matériaux et substances métalliques contenus et les quantités associées** ; (2) la liste des **matériaux et substances dont la dangerosité est reconnue, qu'ils soient réglementés ou non** ; (3) **le nombre et le type de composants et de produits mis sur le marché**. Les informations qui devraient prioritairement être fournies par les acteurs des filières secondaires portent sur le type et la quantité : de ferrailles prises en charge, de ferrailles vendues et/ou exportées ainsi que de ferrailles ultimes.

Graedel (2018) considère que la mise à disposition de ces informations représente des enjeux majeurs, étant donné que nombre d'entre elles sont actuellement propriétaires ou inexistantes et que les filières concernées sont mondialisées. Il estime qu'une collaboration internationale permettrait probablement d'établir un cadre dans lequel les données nécessaires seraient rassemblées, tout en respectant les préoccupations des entreprises et des pays en matière de propriété (Graedel, 2018).

³⁷⁸ Traduction : « *En général, il n'est pas facile de déterminer les principales utilisations des métaux, sauf dans le cas de ceux qui sont utilisés dans des technologies traditionnelles et sur de longues périodes : le fer, le cuivre, le zinc, etc. Pour les autres, les différents usages du métal peuvent être connus des technologues, mais pas du grand public. Même pour ces spécialistes, les fractions de métal qui entrent dans les différentes utilisations ne sont souvent pas disponibles.* »

³⁷⁹ Pour rappel, il s'agit des stocks associés aux installations de gestion de déchets (St_{déchets}), des stocks dispersés dans la technosphère (St_{techno}) et des stocks dispersés dans l'environnement (St_{env}).

Enfin, [Luttropp & Johansson \(2010\)](#) proposent des méthodes permettant de renseigner ces informations tout au long de la chaîne de valeur, jusqu'à la fin de vie du produit. Selon eux, deux cas sont possibles : (1) ces informations peuvent être directement attachées au produit, en étant inscrites de manière visible sur un autocollant, par exemple ; (2) ces informations peuvent être codées sur un système d'identification, tel qu'un code-barre ou un dispositif d'identification par radiofréquence (RFID). Ces auteurs ont étudié la faisabilité de cette deuxième approche et montrent que des informations détaillées peuvent ainsi être stockées de manière pérenne et standardisée, ainsi que mises à jour à chaque étape du cycle de vie du produit ([Luttropp & Johansson, 2010](#)). Ils mettent également en évidence l'intérêt de ce système pour les recycleurs et les acteurs impliqués dans la réutilisation et la refabrication ([Luttropp & Johansson, 2010](#)).

5.1.3. Instaurer des conceptions sobres

L'écoconception consiste en un concept « parapluie » qui ne dispose pas de définition consensuelle dans le monde académique ni dans les sphères industrielle et institutionnelle ([Luttropp & Lagerstedt, 2006](#) ; [Knight & Jenkins, 2009](#) ; [Beaulieu, et al., 2015](#) ; [Li, et al., 2015](#)). SystExt ne retient donc pas ce concept et privilégie celui de la « **conception sobre** » qui regroupe les mesures relatives à la conception des composants et des produits permettant de réduire efficacement les impacts des filières métalliques, depuis la production jusqu'à la gestion des produits en fin de vie.

Améliorer la fabrication et la manufacture

Les mesures relatives à l'amélioration de la fabrication et de la manufacture font partie des mesures de gestion des déchets les plus efficaces en termes environnementaux et en termes de circularité. En premier lieu, il est nécessaire de **minimiser la quantité de matériaux utilisés** (*voir la section « R02 · Repenser » du § 3.3.2*). Cette mesure consiste à modifier la conception des produits afin d'utiliser une quantité de matière moindre, tout en conservant les fonctionnalités recherchées ([Allwood, et al., 2011](#) ; [Carruth, et al., 2011](#) ; [Allwood & Cullen, 2012](#) ; [Allwood, 2014](#)). Pour y parvenir, des méthodologies sont proposées dans la littérature, telles que celles développées par [Carruth, et al. \(2011\)](#) et [Allwood & Cullen \(2012\)](#). En se basant sur cinq études de cas³⁸⁰, ces auteurs déterminent qu'en moyenne 30 % de la masse métallique pourraient potentiellement être économisés. **Cette mesure requiert cependant que le niveau de spécification soit diminué et que la surspécification soit proscrite**, ces deux tendances étant à l'origine de l'utilisation d'importantes quantités de matériaux ([Allwood & Cullen, 2012](#) ; [Allwood, 2014](#)).

Par ailleurs, le modèle d'économie d'échelle favorise la production de composants intermédiaires standardisés, utilisables dans de nombreuses applications ([Allwood, 2014](#)). Ils disposent de géométries « moyennes », de sorte que : (1) leur transformation en composants finaux crée de grandes quantités de déchets métalliques ou « pertes de rendement »³⁸¹ ([Allwood, et al., 2011](#) ; [Milford, et al., 2011](#) ; [Allwood, 2014](#) ; [Raabe, et al., 2019](#)) (*voir la section « R03 · Réduire » du § 3.3.2*) ; (2) la quantité de matériaux utilisés dans les composants et les produits est très importante (*cf. problématique précédente*) ([Allwood & Cullen, 2012](#) ; [Allwood, 2014](#)).

³⁸⁰ Les cinq études de cas sont : les poutres universelles en acier utilisées dans la construction, les boîtes de conserve alimentaires, les carrosseries de voitures et les structures de collision, les barres de renforcement pour le béton dans les bâtiments et les infrastructures, ainsi que les oléoducs et gazoducs en eaux profondes. En 2012, ces usages représentaient environ 400 millions de tonnes d'acier et d'aluminium, soit près de 40 % de la production totale de ces deux substances ([Allwood & Cullen, 2012](#)).

³⁸¹ Pour rappel, les **pertes de rendement** sont essentiellement constituées de nouvelles ferrailles, qui correspondent aux déchets métalliques issus des phases de fabrication ou de manufacture rejoignant le marché des ferrailles puis rachetés pour être réintégrés dans l'un de ces deux processus ou dans la phase de production.

En second lieu, il est donc nécessaire de **réduire les pertes de rendement**. Pour y parvenir, une première approche consiste à mettre en place des **méthodes de fabrication permettant de créer des composants intermédiaires proches de leur forme finale**, et nécessitant donc moins d'usinage (Raabe, et al., 2019). Cela requiert néanmoins une collaboration entre les concepteurs de produits et les concepteurs de procédés de fabrication, tout au long de la chaîne de valeur. Une deuxième approche consiste à **établir de nouveaux procédés de fabrication, permettant de limiter la quantité de nouvelles ferrailles générées** (Allwood, et al., 2011 ; Alwood, 2014).

Simplifier la composition de tous les produits

Les trois chapitres précédents mettent en exergue que la complexité du gisement secondaire (quantités grandissantes de produits constamment renouvelés, compositions matérielles particulièrement variées et complexes, stocks de déchets variés et diffus) contraint, voire empêche, la mise en œuvre des mesures de gestion des déchets, depuis la réduction (R02) jusqu'au recyclage (R09). Quasiment tous les auteurs retenus par SystExt dans le cadre de la présente étude considèrent que **la simplification de la composition des produits représente une approche prioritaire et indispensable**.

Cette approche repose sur la mise en œuvre systématique de la **conception visant la simplicité (DfS)** qui consiste à simplifier la composition des produits afin de réduire l'utilisation de matériaux et de faciliter la mise en œuvre des mesures de gestion subséquentes (réutilisation, refabrication, recyclage) (voir la section « R03 · Réduire » du § 3.3.2). Elle s'appuie principalement sur quatre règles : (a) **limiter les variantes d'un produit ou d'un composant par la standardisation** ; (b) **limiter le nombre de composants dans un produit** ; (c) **limiter le nombre de matériaux et d'éléments contenus dans les composants et dans les produits** ; (d) **éliminer les substances dangereuses et toxiques**.

Il est impératif que le nombre de métaux et d'alliages sollicités soit minimisé (cf. règle c précédente). Les performances actuelles des matériaux sont obtenues en sollicitant un nombre croissant d'éléments, et, en particulier, des métaux précieux et des métaux de spécialité qui sont problématiques à de nombreux titres : disponibilité géologique contrainte, complexité de leurs filières d'approvisionnement, impacts environnementaux associés à leur production, pertes (de matériau, par dissipation, de propriété) associées à toutes les phases de leur cycle de vie, récupération dans les objets en fin de vie minime à nulle, performances globales des substituts faibles, etc. **Pour limiter le nombre de matériaux et d'éléments, une méthode consiste donc à abandonner l'usage de ces métaux et à privilégier l'usage de métaux ferreux et non ferreux**, dont les combinaisons, contrairement aux idées reçues, présentent de très bonnes propriétés matérielles et permettent de couvrir un panel varié de fonctionnalités (Gordon, et al., 2006 ; Greenfield & Graedel, 2013 ; Raabe, et al., 2019 ; Graedel, et al., 2022).

Ces enjeux s'appliquent tout particulièrement aux alliages dont la diversité et la complexité ne cessent de croître, et pour lesquels il est recommandé de **développer des alliages transversaux** (Gaustad, et al., 2010 ; Graedel, 2011a ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022). Il s'agit ainsi de remplacer le très grand nombre d'alliages existants par un plus petit nombre qui remplissent les principales fonctions souhaitées (Gaustad, et al., 2010 ; Graedel, 2011a ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022). Ces derniers auteurs précisent que ce concept inclut également ceux des **alliages uniques**, qui ont pour caractéristique de pouvoir être le seul matériau constitutif d'un composant ou d'un produit, et des **alliages polyvalents** qui ont pour caractéristique de pouvoir être utilisés dans plusieurs composants ou produits (Raabe, et al., 2022). En complément, il est également possible de créer des alliages comportant un nombre restreint d'éléments, mais dont les propriétés sont réglées par l'ajustement de la microstructure (Raabe, et al., 2019), sous réserve que ces ajustements ne réduisent pas leur recyclabilité.

Dans ce cadre, le **paramètre de mélange des matériaux (H)**³⁸² (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Gutowski, 2011) est un exemple d'outil qui permet d'évaluer la complexité d'un composant ou d'un produit (voir la section « *Compositions de plus en plus complexes* » du § 2.2.2). Selon Graedel (2011a), les chercheurs en matériaux et les concepteurs de produits devraient systématiquement calculer les valeurs H pour les nouvelles conceptions et s'efforcer de les rendre aussi faibles que possible.

Il est également indispensable que les substances dangereuses et toxiques soient interdites (cf. règle d précédente) (Bogue, 2007 ; Ogunseitan, et al., 2009 ; Graedel, 2011a) (voir la section « *Gestion des substances dangereuses* » du § 2.3.2). En matière de gestion des substances dangereuses, l'une des réglementations les plus citées à l'international est la directive européenne RoHS qui vise à limiter l'utilisation de dix substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques (EEE), dont quatre métaux : le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le chrome hexavalent (Cr⁶⁺) (Ogunseitan, et al., 2009 ; Frieger, 2012 ; Chen, et al., 2016 ; Chen & Zeng, 2022). De nombreuses autres substances, dont la toxicité est reconnue, ne relèvent pas de cette directive, telles que l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le thallium (Tl) ou encore le sélénium (Se). Ce dernier constat s'applique également aux autres règlements similaires à l'international (Ogunseitan, et al., 2009 ; Kral, et al., 2013 ; Chen, et al., 2016 ; Zeng, et al., 2017 ; Kral, et al., 2019 ; Chen & Zeng, 2022). De plus, l'intégration de substances dangereuses et toxiques reste autorisée dans de nombreux autres produits que les EEE. Il s'agit, par exemple, de l'antimoine (Sb) dans les retardateurs de flamme ou encore du sélénium (Se) et du cadmium (Cd) dans les pigments pour un large éventail d'applications (peinture, plastique, papier, verre et autres matériaux). **Les réglementations à l'international devraient donc être renforcées en interdisant toutes les substances métalliques dont la dangerosité est reconnue, quels que soient les composants ou produits concernés.**

Ogunseitan, et al. (2009) préconisent l'amélioration des essais de matériaux³⁸³ afin d'identifier des alternatives aux substances dangereuses, ce qui encouragerait les acteurs de la fabrication et de la manufacture à prendre en compte la toxicité des substances dès le début de la conception, et éviterait le besoin d'exemptions pour des industries dites « stratégiques » (la directive RoHS ne s'appliquant pas, par exemple, aux industries militaires et aérospatiales). Concernant les substances dangereuses et toxiques qui ont déjà rejoint la phase d'utilisation ou la phase de gestion des déchets, Kral, et al. (2013) et Kral, et al. (2019) appellent à **favoriser des cycles de vie « propres » disposant de « puits finaux »**³⁸⁴, qui s'avèrent indispensables pour stocker ces substances dangereuses.

Il est important de noter que toutes **ces recommandations portent sur une réduction qualitative** (diminution du nombre d'éléments ou de matériaux contenus, voire suppression de certaines substances) et **non sur une réduction quantitative**. En effet, diminuer la quantité par unité de composant ou par unité de produit n'est que très peu efficace (en termes environnementaux et en termes de circularité) et peut même s'avérer contre-productif, puisqu'elle contribue à augmenter les pertes par dissipation et les pertes de propriété (Ciacci, et al., 2015a).

³⁸² Pour rappel, le **paramètre de mélange des matériaux (H)** est calculé à partir de la moyenne du nombre d'étapes nécessaires pour extraire les métaux et matériaux du produit (Dahmus & Gutowski, 2007 ; Gutowski, 2011).

³⁸³ Pour rappel, les **essais de matériaux** portent sur la mesure des caractéristiques et du comportement de substances telles que les métaux, les céramiques ou les plastiques, dans diverses conditions. Les données ainsi obtenues peuvent être utilisées pour spécifier l'adéquation des matériaux à diverses applications.

³⁸⁴ Pour rappel, Kral, et al. (2013) définissent les « puits » comme des processus qui reçoivent des matériaux d'origine anthropique n'ayant aucune valeur positive pour les sociétés actuelles, et les « puits finaux » comme des puits qui détruisent complètement une substance (lorsque cela est possible) ou qui la conservent sur une très longue période.

À l'échelle des matériaux, **SystExt ne retient pas trois mesures régulièrement citées** : (1) la substitution des matériaux existants par d'autres matériaux présentant moins d'impacts environnementaux ; (2) l'amélioration des propriétés des matériaux existants ; (3) la dématérialisation du service fourni par le matériau (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Beaulieu, et al., 2015 ; Olivetti & Cullen, 2018). En effet, la mesure (1) présente un potentiel très limité (Gordon, et al., 2006 ; Allwood, et al., 2011 ; Graedel, 2011a ; Allwood, 2014 ; Graedel, et al., 2015 ; Elshkaki, et al., 2018 ; Henckens, 2021) comme détaillé en § 3.3.2. Quant aux mesures (2) et (3), leur efficacité reste très incertaine, voire controversée, car elles présentent des limites majeures, telles que la complexité des nouveaux matériaux générés pour la mesure (2) ou le développement de l'électronisation pour la mesure (3) (Allwood, et al., 2011 ; Raabe, 2019) (voir la section « R02 · Repenser » du § 3.3.2).

Concevoir des produits pouvant être réutilisés, refabriqués ou recyclés

Le plus souvent, les métaux employés dans des usages dispersifs et des usages dissipatifs³⁸⁵ ne sont pas récupérables et sont à l'origine de pertes par dissipation et de pertes de propriété³⁸⁶ (voir § 3.2.1). Ces usages diminuent donc grandement les possibilités de réutilisation, de refabrication et de recyclage, des composants et des produits concernés, comme le rappellent (Ciacci, et al., 2015a) : « [...] because material dissipation is often by design, it is precisely in the design and manufacture of products that the most effective actions can be undertaken to avoid or reduce material losses. **We thus advocate a transition from approaches that involve loss by design to those striving instead for retention by design.** Such actions will likely go far in improving the long-term sustainability of the metals that are crucial to modern technology. »³⁸⁷

Par conséquent, il est nécessaire de **restreindre autant que possible les usages dispersifs et dissipatifs**. Pour rappel, si la concentration d'un métal dans la source secondaire est supérieure à celle dans les sources primaires, il a tendance à être recyclé (Johnson, et al., 2007 ; Schäfer & Schmidt, 2020a) (voir § 4.1.2). Cela s'explique par le fait que la concentration est directement liée à l'effort énergétique requis pour le recyclage du métal, qui est, à son tour, lié aux coûts (Schäfer & Schmidt, 2020a ; Schäfer & Schmidt, 2021). Restreindre les usages dissipatifs favorise donc la recyclabilité des composants et des produits, tant d'un point de vue technique que d'un point de vue économique.

S'agissant plus spécifiquement des usages dissipatifs impliquant des substances dangereuses et toxiques, Ayres (1992) suggère la mise en place d'interdictions systématiques (cf. recommandations précédentes). Il ajoute que d'autres mesures pourraient s'avérer nécessaires, telles que des règles de « non-décharge » et de reprise obligatoire des produits concernés (Ayres, 1992).

³⁸⁵ Pour rappel, les **usages dispersifs** concernent les usages pour lesquels les métaux sont dispersés au moment de l'utilisation (la dispersion étant prévue dès la conception) et les **usages dissipatifs** concernent les usages pour lesquels les métaux sont disséminés dans des matériaux ou dans des composants et produits.

³⁸⁶ Pour rappel, les **pertes par dissipation** correspondent aux flux de matière dont le contenu métallique est impossible à récupérer, pour des raisons techniques et/ou économiques, et les **pertes de propriété** représentent la dilution des métaux dans des flux de matériaux où les caractéristiques spécifiques de ces métaux ne sont plus utilisées.

³⁸⁷ Traduction : « [...] étant donné que la dissipation des matériaux est souvent le résultat d'une conception, c'est précisément au niveau de la conception et de la fabrication des produits que les actions les plus efficaces peuvent être entreprises pour éviter ou réduire les pertes de matériau. Nous préconisons donc une transition des approches qui impliquent la perte par conception vers celles qui s'efforcent plutôt de conserver par conception. De telles actions permettront probablement d'améliorer la durabilité à long terme des métaux qui sont essentiels aux technologies modernes. »

Les possibilités de réutilisation, de refabrication et de recyclage reposent également sur la mise en œuvre de la **conception visant le désassemblage (DfD)** (voir la section « R03 · Réduire » du § 3.3.2). La DfD consiste à concevoir un produit qui peut être démantelé aisément à la fin de sa vie, facilitant ainsi la mise en œuvre des mesures de gestion subséquentes (réutilisation, refabrication, recyclage) pour ses sous-ensembles et ses composants (Bogue, 2007 ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Graedel, 2011a). Le *Tableau 13* dresse ainsi les **principales règles associées à la DfD**. Les règles marquées d'un astérisque (*) relèvent de la conception visant la simplicité (DfS), ce qui met en exergue l'intérêt de privilégier cette dernière avant les autres mesures portant sur la conception.

Échelle d'application de la règle	Règle
Structure des produits	limiter les variantes des produits et des composants*
	limiter le nombre de composants dans le produit*
	Créer une conception modulaire
Composants	Garantir une bonne accessibilité
	Éviter les pièces fragiles
	Éviter les peintures
Connexions	limiter le nombre de jointures et de connexions
	Rendre les jointures visibles et accessibles, éliminer les jointures cachées
	Utiliser des jointures faciles à démonter
	Marquer les jointures non évidentes
Matériaux	Utiliser des fixations plutôt que des adhésifs
	limiter le nombre de matériaux*
Conditions de démantèlement	Éliminer les matériaux toxiques ou dangereux*
	Permettre un démantèlement avec des outils simples et standardisés
	Éviter le besoin de procédures de démantèlement spécifiques
	Favoriser la possibilité d'un démantèlement automatisé

Tableau 13 : Principales règles associées à la conception visant le désassemblage (DfD) ; d'après données issues de (Bogue, 2007 ; Van Schaik & Reuter, 2012)

Les **indices de réparabilité** représentent un outil de mesure de la DfD, comme expliqué par (Reuter, et al., 2019, pp. 259-260) : « *The degree to which materials are liberated is affected and reflected by, among other factors, the ease with which the product can be dismantled for repair by means of, e.g., easily detachable connections and a lack of gluing and other inconvertible connection types to improve accessibility of components and hence repairability. The idea has been applied in the form of repairability indices [...].* »³⁸⁸ D'après les sources étudiées par SystExt, ces indices ne prennent néanmoins pas en compte toutes les règles listées dans le *Tableau 13* et ne concernent pas tous les produits. À titre d'illustration, en France, l'indice de réparabilité (mis en place à partir de janvier 2021) informe les consommateurs du caractère plus ou moins réparable des produits concernés, en affichant une note sur 10³⁸⁹. Actuellement, il ne s'applique qu'à neuf catégories de produits : lave-linge, lave-vaisselle, aspirateur, smartphone, tablette, ordinateur portable, télévision, tondeuse et nettoyeur haute pression.

³⁸⁸ Traduction : « *Le degré de libération des matériaux est influencé et reflété, entre autres, par la facilité avec laquelle le produit peut être démantelé pour être réparé grâce, par exemple, à des connexions facilement détachables et à l'absence de colle et d'autres types de connexions irréversibles, afin d'améliorer l'accessibilité des composants et, par conséquent, la réparabilité. Cette idée a été appliquée sous la forme d'indices de réparabilité [...].* »

³⁸⁹ Voir notamment la page consacrée du ministère de l'Écologie ([Lien](#)) ainsi que la plate-forme d'information sur l'indice de réparabilité ([Lien](#)).

La conception visant la simplicité (DfS) et la conception visant le désassemblage (DfD) favorisent tant les possibilités de réutilisation et de refabrication (R04 à R08) que de recyclage (R09). Cependant, l'augmentation de la recyclabilité repose, de surcroît, sur la mise en œuvre systématique de la **conception visant le recyclage (DfR)** (voir la section « R03 · Réduire » du § 3.3.2). La DfR consiste à concevoir un produit qui puisse être recyclé de façon efficace, c'est-à-dire en récupérant le maximum de matériaux et de substances contenus (Bogue, 2007 ; Graedel, 2011a ; Iljin & Gupta, 2010 ; Zeng, et al., 2017). Elle prend en compte la compatibilité des matériaux et des métaux avec les opérations de traitement. **Il s'agit en particulier d'éviter les associations de métaux qui pourraient conduire à des pertes de propriété ou à des contaminations pouvant mener au décyclage des matériaux traités** (Bogue, 2007 ; Talens Peiró, et al., 2013 ; Zeng, et al., 2017), comme souligné par (Reuter, et al., 2019, p. 266-267) : « [...] *man-made urban and functional designer minerals consist of complex combinations of metals and other compounds that are bound together in various ways to facilitate the functionality of the product. These bonds directly impact the behavior of materials during the preprocessing (shredding, cutting, and dismantling) steps and further steps of the recycling stage. The complexity and functionality of these designer minerals determine what losses occur and the quantity and quality of materials that can be recovered and recycled.* »³⁹⁰

Dans ce cadre, certains auteurs recommandent de développer (Gaustad, et al., 2010 ; Raabe, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2022) : des **alliages conçus pour une meilleure recyclabilité**, qui ont pour caractéristique de pouvoir être facilement utilisés en tant que ferrailles dans la production d'autres alliages, ainsi que des **alliages conçus pour une meilleure intégration des recyclats**, qui ont pour caractéristique de pouvoir incorporer facilement des ferrailles au moment de leur production.

Afin de mesurer et de représenter la recyclabilité des produits, Reuter et van Schaik ont développé un **indice de recyclabilité des matériaux (IR_m)** (ou *material recycling index* en anglais) et un **indice de recyclabilité (IR)** (ou *recycling index* en anglais)³⁹¹ (Figure 80, page suivante) (Reuter, et al., 2015 ; Reuter & Van Schaik, 2016). L'indice de recyclabilité des matériaux (IR_m) exprime le taux de recyclage des matériaux ou métaux individuels pour un processus de recyclage spécifique (incluant le prétraitement et le traitement) (Van Schaik & Reuter, 2016).

Comme illustré sur la Figure 80 à gauche, page suivante, plus ce taux est élevé, plus la ligne associée au matériau ou métal se rapproche du centre de la représentation (de 0-10 % en rouge, à l'extérieur du cercle, vers 90-100 % en vert, à l'intérieur du cercle). L'indice de recyclabilité (IR) correspond à la moyenne pondérée des IR_m du composant ou du produit (Van Schaik & Reuter, 2016). Comme illustré sur la Figure 80 à droite, page suivante, plus le taux ainsi calculé est élevé, plus la représentation est circulaire (de 0-10 % en rouge, pour un score de G, vers 90-100 % en vert, pour un score de A+++).

³⁹⁰ Traduction : « [...] *les matériaux artificiels et les matériaux de synthèse sont constitués de combinaisons complexes de métaux et d'autres composés qui sont liés entre eux de diverses manières pour faciliter la fonctionnalité du produit. Ces liaisons ont un impact direct sur le comportement des matériaux au cours des étapes de prétraitement (déchetage, découpage et démantèlement) et des étapes ultérieures de la phase de recyclage. La complexité et la fonctionnalité de ces matériaux déterminent les pertes qui se produisent ainsi que la quantité et la qualité des matériaux qui peuvent être récupérés et recyclés.* »

³⁹¹ Ces index sont calculés grâce à la mise en œuvre du *System Integrated Metal & Materials Processing (SIMP)*. Il s'agit d'un logiciel dans lequel sont enregistrées les données théoriques ainsi que les données métallurgiques et industrielles, et qui calcule ainsi le taux de récupération de chaque métal à chaque étape du prétraitement et du traitement. (Reuter & van Schaik, 2016)

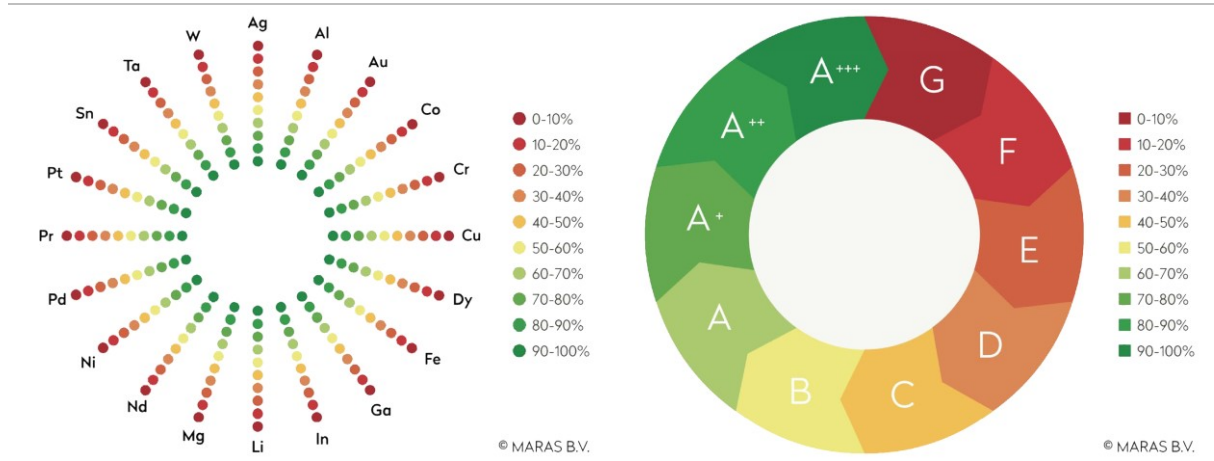


Figure 80 : Indice de recyclabilité des matériaux (IR_m) (à gauche) et indice de recyclabilité (IR) (à droite) développés par Reuter et van Schaik ; adapté de (Reuter, et al., 2018, pp. 75-76)

Ces indices ne sont actuellement pas déployés à l'échelle d'une catégorie de produits ou d'un État (Van Schaik & Reuter, 2016). Ils permettraient pourtant de fournir aux citoyens ainsi qu'aux représentants institutionnels et industriels une information claire sur la recyclabilité effective des produits. À la connaissance de SystExt, il s'agit des indices qui permettent de visualiser le plus facilement et le plus précisément la possibilité de récupérer (ou non) les matériaux et métaux contenus dans un produit.

Les principaux enjeux associés à la recyclabilité des produits sont synthétisés par (Reck & Graedel, 2012, pp. 693-694) :

The situation clearly calls for international policy initiatives to minimize the seemingly bizarre situation of spending large amounts of technology, time, energy, and money to acquire scarce metals from the mines, and then throwing them away after a single use. After attending to collection, the next challenge is to involve the designers of future products in choosing material combinations with recycling in mind. Only designers can reverse the current trend of greater material mixing, but current designs are actually less recyclable than was the case a few decades ago. Warnings regarding the increasingly dissipative use of metals are not new, but applications such as nanomaterials and microelectronics generally introduce major recycling challenges. Ideally, an information feedback loop to materials scientists and designers would emphasize the consequences of complex designs on the recyclability of products, leading, for example, to a redesign of alloys to accommodate more scrap.³⁹²

³⁹² Traduction : « La situation appelle clairement des initiatives politiques internationales pour minimiser la situation en apparence étrange qui consiste à dépenser de grandes quantités de technologie, de temps, d'énergie et d'argent pour extraire des métaux rares des mines, puis à les jeter après un seul usage. Après la collecte, le prochain défi consiste à impliquer les concepteurs des futurs produits dans le choix des combinaisons de matériaux en tenant compte du recyclage. Seuls les concepteurs peuvent inverser la tendance actuelle qui consiste à mélanger davantage les matériaux, mais les produits actuels sont en fait moins recyclables qu'il y a quelques décennies. Les avertissements concernant l'utilisation de plus en plus dissipative des métaux ne sont pas nouveaux, mais les applications telles que les nanomatériaux et la microélectronique posent généralement des défis majeurs en matière de recyclage. Idéalement, une boucle de retour d'information vers les scientifiques et les concepteurs de matériaux mettrait en évidence les conséquences des conceptions complexes sur la recyclabilité des produits, ce qui conduirait, par exemple, à revoir la conception des alliages pour qu'ils puissent contenir davantage de déchets. »

5.2. Pour des filières secondaires permettant de minimiser les impacts

5.2.1. Replacer la réutilisation et la refabrication au cœur de la gestion des produits en fin de vie

Imposer des durées de vie des produits minimales

La durée de vie des produits diminue continuellement depuis environ cinq décennies, et ce phénomène s'est drastiquement accéléré à partir des années 2000 (Allwood, et al., 2011 ; Araújo, et al., 2012 ; Bakker, et al., 2014 ; Chen, et al., 2016 ; Hennies & Stamminger, 2016) (voir la section « Enjeux économiques » du § 2.2.1). Cette tendance contribue à la mise en place d'un gisement secondaire présentant une composition hétérogène et variable, ce qui limite nécessairement les possibilités de réutilisation, de refabrication et de recyclage. Ainsi, les stratégies associées à la réutilisation et à la refabrication (R04 à R08) connaissent un net recul depuis plusieurs décennies du fait de la complexité croissante des produits et de la diminution de leur durée de vie (Nasr & Thurston, 2006 ; Allwood, 2014 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; Olivetti & Cullen, 2018). Quasiment tous les auteurs retenus par SystExt dans le cadre de la présente étude considèrent que **l'allongement de la durée de vie représente une approche prioritaire et indispensable.**

L'un des principaux moteurs de la diminution de la durée de vie des produits est la subordination de l'obsolescence physique à l'obsolescence programmée qui consiste à réduire intentionnellement la durée de vie des produits³⁹³ (Aladeojebi, 2013 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Hennies & Stamminger, 2016). Parallèlement, l'électronisation croissante de la plupart des produits (dans tous les secteurs, pas seulement celui des technologies de l'information et de la communication [TIC]) fait craindre une accélération de cette diminution (Babu, et al., 2007 ; Allwood, 2014 ; Zeng, et al., 2017) (voir la section « R02 · Repenser » du § 3.3.2). Ces constats conduisent de nombreux chercheurs à conclure que **l'allongement de la durée de vie des produits doit nécessairement s'accompagner d'une lutte contre l'obsolescence programmée et contre l'électronisation croissante.**

Bien que l'intérêt de l'allongement de la durée de vie des produits soit reconnu depuis plusieurs dizaines d'années, celle-ci n'a pas cessé de décroître. **Selon SystExt, il devient donc nécessaire d'imposer des durées de vie minimales des produits et d'inscrire les dispositions associées dans des textes réglementaires.**

Soutenir les filières de réutilisation et de refabrication

Les filières de réutilisation et de refabrication sont associées à cinq stratégies (R04 à R08) (voir § 3.3.3). Les stratégies R04 « Réutiliser », R05 « Réparer » et R06 « Remettre à neuf » ont pour point commun de ne comporter qu'un faible nombre d'opérations de contrôle, de nettoyage ou de réparation avant que le produit puisse réintégrer la phase d'utilisation (King, et al., 2006 ; McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016). **Ces stratégies permettent ainsi d'allonger la durée de vie du produit avec un minimum d'énergie et de ressources complémentaires.** Les stratégies R07 « Refabriquer » et R08 « Reconvertir » peuvent se définir comme un **processus de restauration de la capacité fonctionnelle d'un produit mis au rebut**, qui répond aux besoins qu'avait l'utilisateur lors de sa première mise en service (King, et al., 2006 ; Nasr & Thurston, 2006 ; Ilgin & Gupta, 2010 ; Allwood, et al., 2011 ; McKenna, et al., 2013 ; Steinhilper & Weiland, 2015 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016).

³⁹³ Pour rappel, l'obsolescence programmée repose sur trois mécanismes (Aladeojebi, 2013) : (1) les produits ne sont utilisables que pendant une période limitée ; (2) les produits sont conçus pour être difficiles à réparer (le prix élevé de la réparation décourageant, de plus, les consommateurs et les incitant à privilégier le remplacement) ; (3) les produits sont conçus pour s'user et se détériorer rapidement. Voir section « Enjeux économiques : accumulation et renouvellement des produits et diminution des coûts » du § 2.2.1.

Malgré l'efficacité élevée de ces stratégies (en termes environnementaux et en termes de circularité), le marché des produits réutilisés au sens large (R*), qu'ils soient réutilisés, remis à neuf, réparés ou refabriqués, reste très minoritaire par rapport à celui des produits neufs du fait de nombreux obstacles économiques, socioculturels et réglementaires (voir la section « *Obstacles aux stratégies associées à la réutilisation* » du § 3.3.3). Afin de soutenir les filières associées, il serait nécessaire de **réviser la définition normative et légale des sous-ensembles et composants** afin qu'ils répondent à des spécifications de performance plutôt qu'à des spécifications de composition ou d'état (Allwood et al., 2011 ; Gharfalkar, et al., 2016). En effet, comme appuyé par (Allwood, et al., 2011, p. 376) : « *Standards which prescribe a certain material composition instead of a material performance inhibit material substitution or re-use. [...] It appears that, because the value of material efficiency is not well known and therefore it has not been a priority in policy making, some existing regulations unintentionally act as a barrier to the efficient use of materials.* »³⁹⁴ De même, **les opérations dites de « fabrication » et de « refabrication » devraient être fusionnées afin que l'intégration des sous-ensembles et composants de « seconde main » dans des produits neufs puisse être légalement autorisée** (McKenna, et al., 2013 ; Gharfalkar, et al., 2016 ; UNEP, 2016).

La plupart des produits mis au rebut ne sont pas réutilisés ou refabriqués du fait notamment du faible développement des filières associées et du coût élevé de la réparation par rapport à l'achat de produit neuf (Hennies & Stamminger, 2016). Pour répondre à ces deux problématiques, **SystExt recommande de soutenir massivement ces filières en termes logistiques et financiers** (y compris par des financements publics) **et de pénaliser financièrement le remplacement par rapport à la réparation**. Selon l'association, cette dernière mesure devrait être réglementairement contraignante afin que tous les fabricants et/ou distributeurs soient assujettis aux mêmes règles et que des sanctions puissent être prises en cas de non-respect.

Ces derniers constats mettent en évidence la nécessité d'**équilibrer le marché des produits R* par rapport à celui des produits neufs** (voir la section « *Effets rebond de l'économie circulaire* » du § 4.3.3). Premièrement, les filières secondaires doivent produire des produits et matériaux qui se substituent effectivement à ceux des filières primaires (Zink & Geyer, 2017). En effet, les produits et matériaux qui représentent de « mauvais » substituts en raison de différences de qualité, de prix ou de marché cible ne peuvent pas concurrencer les alternatives primaires. Deuxièmement, il est nécessaire que les activités associées à l'économie circulaire n'aient aucun effet sur la demande globale de biens ou qu'elles la diminuent (Zink & Geyer, 2017). En d'autres termes, elles doivent cibler des domaines où la demande est relativement satisfaisante ou veiller à ce que l'augmentation de la production secondaire n'ait pas d'incidence significative sur les prix globaux. Troisièmement, et sous réserve que les deux conditions précédentes soient remplies, les activités d'économie circulaire doivent détourner réellement les consommateurs de la production primaire (Zink & Geyer, 2017).

³⁹⁴ Traduction : « *Les normes qui prescrivent une certaine composition de matériau au lieu d'une performance de matériau inhibent la substitution ou la réutilisation des matériaux. [...] Il semble que, parce que la valeur de l'efficacité des matériaux n'est pas bien connue et qu'elle n'a donc pas été une priorité dans l'élaboration des politiques, certaines réglementations existantes agissent involontairement comme un obstacle à l'utilisation efficace des matériaux.* »

5.2.2. Développer des filières de recyclage robustes

La hiérarchie des R ne peut pas conduire à une réduction significative des impacts environnementaux et à une augmentation efficace de la circularité si des stratégies sont mises en œuvre de façon isolée et/ou sans que les stratégies précédentes aient été pleinement éprouvées (voir § 3.3.4). **Le recyclage doit être le dernier levier à activer** (Allwood, 2014 ; Korhonen, et al., 2018a ; Korhonen, et al., 2018b ; Brooks, et al., 2019), après que toutes les stratégies précédentes ont été mises en œuvre, comme le rappellent (Korhonen, et al., 2018a, pp. 38) : « *Materials should first be recovered for reuse, refurbishment and repair, then for remanufacturing and only later for raw material utilization, which has been the main focus in traditional recycling. [...] In this way, the product value chain and life cycle retain the highest possible value and quality as long as possible and is also as energy efficient as it can be.* »³⁹⁵ Ceci est d'autant plus valable que le recyclage comporte des limites majeures (voir § 2.3 et § 3.2), parmi lesquelles : l'acheminement d'une partie des déchets collectés directement vers les décharges (particulièrement dans le cas des déchets d'équipements électriques et électroniques [DEEE]), l'impossibilité de récupérer les substances concernées par des usages dispersifs ou dissipatifs, les importantes quantités de ferrailles ultimes que ce processus génère, les pertes de propriété et par dilution inévitablement associées au traitement pyrométallurgique, etc.

Malgré ces limites majeures, **SystExt considère que la mine secondaire reste préférable à la mine primaire** compte tenu de l'intérêt environnemental majeur des stratégies de gestion des déchets, y compris du recyclage, par rapport à la production primaire (voir § 4.1.1).

Mettre en place des filières de collecte efficaces

L'efficacité totale du processus de recyclage est le produit des efficacités de chaque étape (collecte, prétraitement et traitement) (voir la section « *Efficacité globale du processus de recyclage* » du § 2.3.1). En général, l'étape où l'efficacité est la plus faible est la première, la collecte (Reck & Graedel, 2012 ; Hunt, et al., 2013 ; Graedel & Reck, 2014 ; Hagelüken & Goldmann, 2022) ; c'est pourquoi **il est indispensable d'améliorer le fonctionnement de cette étape en priorité**.

À l'échelle du gisement secondaire, la collecte s'avère particulièrement difficile, étant donné qu'il s'agit de concentrer des millions de produits différents, dispersés dans des millions de foyers et d'entreprises. La plupart des auteurs étudiés associent la faiblesse des taux de collecte pour les vieilles ferrailles³⁹⁶ aux défaillances des filières de collecte actuelles, à l'absence de mesures incitatives et au manque d'information tant auprès des entreprises que des individus (Tanskanen, 2013 ; UNEP, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016), comme le soulignent (Allwood, et al., 2011, p. 376) : « *Lack of information and poor system design places a high burden on individuals to identify optimum disposal routes for every item being discarded.* »³⁹⁷

³⁹⁵ Traduction : « *Les matériaux doivent d'abord être récupérés pour être réutilisés, remis à neuf et réparés, puis pour être refabriqués, et seulement ensuite pour être utilisés comme matières premières, ce qui a été l'objectif principal du recyclage traditionnel. [...] De cette manière, la chaîne de valeur et le cycle de vie du produit conservent la valeur et la qualité les plus élevées possibles le plus longtemps possible, tout en étant aussi efficaces que possible sur le plan énergétique.* »

³⁹⁶ Pour rappel, les **vieilles ferrailles** correspondent aux déchets métalliques issus de la phase de gestion des déchets (c'est-à-dire les produits en fin de vie collectés, qu'ils soient traités ou non) rejoignant le marché des ferrailles puis rachetés pour être réintégré dans les phases de fabrication ou de production.

³⁹⁷ Traduction : « *Le manque d'information et la mauvaise conception des systèmes imposent aux individus le lourd fardeau d'identifier les voies de dépôt optimales pour chaque article mis au rebut.* »

Dans ce cadre, SystExt préconise d'accompagner prioritairement les citoyens dans la gestion des produits en fin de vie par : (1) la **diffusion élargie d'informations claires et précises sur les modalités de collecte et les lieux de dépôt** ; (2) le **développement d'un réseau dense de points de collecte, proches des zones d'activités et des zones résidentielles** ; (3) la **mise à disposition de bacs consacrés aux filières de réutilisation et de refabrication** ; (4) la **mise à disposition de bacs variés permettant de trier de nombreuses catégories de produits et d'isoler les produits qui sont les plus susceptibles de contenir des substances dangereuses et toxiques**.

La mise en œuvre de ces recommandations conduit à la multiplication des flux de déchets et donc à l'augmentation des activités de transport depuis les points de collecte vers les sites de prétraitement (ou vers les parcs à ferrailles intermédiaires). L'association considère cependant que cette dernière augmentation est préférable à la complexification des mélanges de ferrailles (*voir la section « Complexification des flux de ferrailles » du § 2.3.2*). En effet, celle-ci conduit à la génération d'un mélange complexe de plusieurs matériaux et métaux. Ce mélange présente des propriétés physicochimiques et thermodynamiques qui ne sont pas compatibles avec la récupération de toutes les substances contenues, ce qui conduit à d'importantes pertes de matériau et pertes de propriété (Nakajima, et al., 2010 ; Nakajima, et al., 2011 ; Van Schaik & Reuter, 2014 ; Reuter, et al., 2018 ; Reuter, et al., 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022) (*voir la section « Interconnexions entre les métaux » du § 2.3.2*).

C'est également pour cette raison que la plupart des auteurs recommandent de **trier le plus précisément possible les différents types d'alliages** et de mettre en place des filières de collecte spécifiques. De même, il est préconisé d'**isoler les flux de nouvelles ferrailles** (qui se caractérisent par une composition métallique homogène) afin de limiter les mélanges avec d'autres flux de ferrailles, et donc, les risques de décyclage (Alwood, 2014 ; Raabe, et al., 2019).

Limiter les pertes et les mélanges de ferrailles lors du prétraitement

Deux facteurs majeurs contraignent le prétraitement : la complexité des déchets et la masse de déchets disponible (ou « effet d'échelle »). Les choix technologiques sont donc prioritairement déterminés selon des critères économiques. Ainsi, le plus souvent, seules les méthodes de base (cisaillement-broyage et séparation magnétique) sont couramment mises en œuvre, tandis que les autres méthodes sont limitées à certains flux de produits recyclés (Reck & Graedel, 2012 ; Raabe, et al., 2019) (*voir la section « Prétraitement » du § 2.3.1*). De nombreux auteurs recommandent de **déployer des technologies « plus innovantes »** – telles que la spectrométrie LIBS³⁹⁸, par exemple – qui permettraient de trier ces flux de déchets volumineux, continus et complexes (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019 ; Raabe, et al., 2019 ; Loibl & Tercero Espinoza, 2021).

Cependant, avant même le déploiement de ces technologies « innovantes », les méthodes de prétraitement couramment utilisées pourraient être améliorées. En effet, dans la pratique, le désassemblage complet des produits en fin de vie n'est pas intéressant d'un point de vue économique. Les produits partiellement ou non démantelés sont donc le plus souvent broyés afin de réduire la taille des particules et de libérer les matériaux présents (Castro, et al., 2004 ; Van Schaik & Reuter, 2014). Ces méthodes conduisent à une nouvelle complexification des flux de ferrailles, qui s'ajoute à celle intervenue lors de la collecte (*voir la section « Complexification des flux de ferrailles » du § 2.3.2*).

³⁹⁸ Pour rappel, la **spectrométrie de plasma induit par laser** (LIBS) comprend une série d'impulsions laser d'ablation réalisées au même endroit sur chaque particule. Après plusieurs premières impulsions nécessaires au nettoyage de la surface (couche d'oxydes, par exemple), la dernière impulsion vaporise une infime quantité de métal générant un panache de plasma hautement luminescent. La lumière du plasma est captée et analysée pour déterminer quantitativement la composition chimique de la particule. (Van Schaik & Reuter, 2012 ; Brooks, et al., 2019 ; Loibl & Tercero Espinoza, 2021)

Or, comme rappelé dans la section précédente, les mélanges de ferrailles qui en résultent contiennent des combinaisons de matériaux qui ne sont pas compatibles avec les procédés métallurgiques subséquents (Castro, et al., 2004 ; Allwood, et al., 2011 ; Reuter, 2016 ; Reuter, et al., 2018), ce qui réduit, voire empêche, la récupération de la plupart des métaux contenus. De nombreux auteurs recommandent conséquemment de **développer les activités de désassemblage** et de **réduire le recours au cisailage-broyage**, malgré le coût induit.

En conclusion, à défaut de pouvoir modifier les propriétés physicochimiques et thermodynamiques des éléments, la diminution des pertes lors du recyclage passe nécessairement par la simplification des flux de ferrailles, depuis la conception des produits qui en sont à l'origine jusqu'à des méthodes de prétraitement limitant les mélanges, en passant par des collectes adaptées aux différents types de déchets (Castro, et al., 2004).

Augmenter les capacités de traitement

Le coût de recyclage d'un métal dépend prioritairement de l'énergie nécessaire à sa récupération, qui dépend elle-même du rapport entre la concentration du métal dans la source secondaire et celle dans les sources primaires, mais aussi de sa forme dans les déchets (voir § 4.1.2). Par conséquent, les déchets métalliques ne seront recyclés que si des infrastructures appropriées existent, depuis la collecte jusqu'au traitement (UNEP, 2011 ; UNEP, 2013 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Hagelüken & Goldmann, 2022). Or, la plupart des auteurs étudiés et des experts consultés par SystExt insistent sur le manque d'infrastructures de recyclage, en particulier de traitement métallurgique. **SystExt préconise donc d'augmenter les capacités de traitement par le développement d'installations de collecte et de prétraitement qui soient en mesure de respecter les recommandations précédentes, et par l'installation d'usines hydrométallurgiques et pyrométallurgiques qui soient en mesure de traiter un panel varié de métaux et de matériaux métalliques.** Cela permettrait de limiter l'exportation des déchets et des ferrailles, qui concerne particulièrement les pays dits « développés » (voir la section « Commerce international des ferrailles complexe » du § 4.1.3).

De façon générale, les insuffisances des filières de recyclage ne sont pas seulement dues aux limites technicoéconomiques détaillées dans les chapitres précédents, mais aussi à un **manque d'attention et de soutien à ces filières**, comme le rappellent (Reck & Graedel, 2012, p. 694) :

It is not much of an exaggeration to say that we manufacture modern products with the best possible technologies we can devise, but generally recycle them with relatively basic approaches. This situation has evolved from a lack of incentives in many directions – little to no support for implementation of new recycling technologies, the unfavorable image of the scrap yard, the frequent specification of virgin material by manufacturers, and sheer lack of knowledge as to the elemental composition of modern products. It is true that recycling is often limited by unfavorable economics, but it is equally true that those economics reflect a lack of attention to design for recycling and a reluctance to invest in the improved separation and sorting equipment that has emerged within the past decade.³⁹⁹

³⁹⁹ Traduction : « Il n'est pas exagéré de dire que nous fabriquons des produits modernes avec les meilleures technologies possibles, mais que nous les recyclons généralement avec des approches relativement basiques. Cette situation résulte d'un manque d'incitations dans de nombreuses directions – peu ou pas de soutien à la mise en œuvre de nouvelles technologies de recyclage, image défavorable des parcs à ferraille, spécification fréquente de matériaux vierges par les fabricants et manque pur et simple de connaissances quant à la composition élémentaire des produits modernes. Il est vrai que le recyclage est souvent limité par des facteurs économiques défavorables, mais il est tout aussi vrai que ces facteurs économiques reflètent un manque d'attention à la conception pour le recyclage et une réticence à investir dans les équipements de séparation et de tri améliorés qui sont apparus au cours de la dernière décennie. »

5.2.3. Prioriser la minimisation des impacts des filières métalliques

Repenser les taux et les quotas de recyclage

Les taux de recyclage les plus utilisés pour décrire l'efficacité des processus de recyclage sont le taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR)⁴⁰⁰ ainsi que, dans une moindre mesure, le taux d'incorporation de recyclés (RC)⁴⁰¹. Ils présentent néanmoins plusieurs limites et incertitudes, telles que le biais induit par la prise en compte des nouvelles ferrailles dans le calcul du RC, pour ne citer que cet exemple (voir § 3.1.1). Si ces taux (EOL-RR et RC) restent utiles pour rendre compte de certains aspects du processus de recyclage, ils ne tiennent pas compte de l'ensemble du cycle de vie et font abstraction des pertes de matière et d'énergie associées (Charpentier Poncelet, et al., 2022a) (voir § 3.2.2 et § 3.2.3). À l'inverse, la durée de vie du métal⁴⁰² et le taux de perte⁴⁰³ reflètent ces derniers enjeux (Charpentier Poncelet, et al., 2022a). SystExt recommande de **s'appuyer sur ces deux indicateurs (durée de vie du métal et taux de perte) pour évaluer le degré d'efficacité d'utilisation de ressources au niveau mondial**, plutôt que sur l'EOL-RR et le RC.

Il est d'usage que les réglementations prescrivent des quotas de recyclage en poids, à l'image des directives européennes DEEE et VHU⁴⁰⁴. Cette dernière stipule, par exemple : « *Les fabricants de véhicules et d'équipements [...] doivent s'assurer que les véhicules neufs sont : réutilisables et/ou recyclables à hauteur de 85 % au minimum du poids par véhicule, réutilisables et/ou valorisables à hauteur de 95 % au minimum du poids par véhicule.* » Ces quotas de recyclage fixent une quantité minimum de matériaux à recycler, quelle que soit leur composition élémentaire. Par conséquent, ils ne tiennent pas compte du type de métaux ou de matériaux métalliques récupérés, des éventuelles pertes de propriété, des implications énergétiques et environnementales des processus de recyclage associés, etc. Ils ne reflètent donc pas l'efficacité du recyclage en termes environnementaux et de circularité (Amini, et al., 2007 ; Friege, 2012 ; Gradin, et al., 2013 ; Kral, et al., 2013 ; Stevels, et al., 2013 ; Hagelüken, et al., 2016 ; Kral, et al., 2019 ; Moraga, et al., 2019 ; Hagelüken & Goldmann, 2022) comme souligné par (Chancerel & Rotter, 2009, p. 2351) : « *[The concept of weight-based quotas] does not take into account the specific ecological values of recycling products. Recycling one gram of gold does not have the same effect on the environment as recovering one gram of iron [...]. Not only the total mass of recovered materials is environmentally relevant, but also which kind of secondary materials are produced at what quality. Obviously, many other economic and social factors as well as emissions to the environment must be considered to assess recycling processes.* »⁴⁰⁵

⁴⁰⁰ Pour rappel, le **taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR)** permet de quantifier la part des ferrailles recyclées et renvoyées sur le marché des ferrailles parmi les produits en fin de vie (produits collectés et produits jetés avant la collecte). Schématiquement, il s'agit de « ce qui est recyclé par rapport à tout ce qui est jeté (collecté ou non) ».

⁴⁰¹ Pour rappel, le **taux d'incorporation de recyclés (RC)** permet de quantifier la part du métal secondaire (issue du marché des ferrailles) dans le flux global des métaux envoyés en phase de fabrication et en phase de production (flux de métal secondaire et flux de métal primaire). Schématiquement, il s'agit de « ce qui vient du recyclage dans la production ou la fabrication ».

⁴⁰² Pour rappel, la **durée de vie d'un métal** (en années) représente la durée moyenne de son utilisation dans l'économie, depuis son exploitation jusqu'à sa perte totale dans les dépôts de déchets ultimes ou dans l'environnement, de telle façon que le métal devient ensuite indisponible pour une utilisation ultérieure.

⁴⁰³ Pour rappel, le **taux de perte** (en kg perdus par kg de métal extrait par an) représente la vitesse à laquelle le métal extrait devient indisponible pour une utilisation ultérieure. Il est calculé comme la fonction inverse de la durée de vie moyenne.

⁴⁰⁴ Il s'agit de la directive 2000/53/CE relative aux véhicules hors d'usage. [Lien](#).

⁴⁰⁵ Traduction : « *[Le concept de quotas basés sur le poids] ne tient pas compte des valeurs écologiques spécifiques des produits recyclés. Le recyclage d'un gramme d'or n'a pas le même effet sur l'environnement que la récupération d'un gramme de fer [...]. Ce n'est pas seulement la masse totale des matériaux récupérés qui est importante pour l'environnement, mais aussi le type de matériaux secondaires produits et leur qualité. Il est évident que de nombreux autres facteurs économiques et sociaux, ainsi que les émissions dans l'environnement, doivent être pris en compte pour évaluer les processus de recyclage.* »

À l'image de ces auteurs, SystExt préconise de **remplacer les quotas de recyclage en poids par des quotas fondés sur : la maximisation du nombre de métaux récupérés, la limitation des risques associés aux substances dangereuses et toxiques, la minimisation des pertes de propriété et la prise en compte des impacts environnementaux des processus de recyclage impliqués.**

Imposer des taux d'incorporation de recyclés (RC) minimaux

Grosse (2023) évalue les conditions qui permettraient de retarder l'épuisement des ressources primaires de 100 ans grâce aux ressources secondaires ; autrement dit, les conditions selon lesquelles la production secondaire alimenterait substantiellement la demande métallique. Dans ce cadre, il s'appuie sur les fonctions mathématiques qui relient les principaux paramètres associés à la consommation métallique et à la production secondaire (Grosse, 2023) (voir § 4.2).

Il analyse notamment l'effet du taux d'incorporation de recyclés (RC) et, en particulier, du $RC_{\text{pure old scrap}}$ et montre que son augmentation a deux implications (Grosse, 2023) : (1) la croissance matérielle est automatiquement plafonnée. En effet, la composition des nouveaux produits est alors contrainte par une proportion minimale de métaux recyclés. Il n'est donc possible chaque année que de produire au maximum une certaine quantité totale de métaux, qui est proportionnelle à la quantité de métaux recyclés disponible ; (2) l'efficacité du recyclage augmente. En effet, le flux de métaux recyclés devient alors le facteur limitant de la production, ce qui nécessite de maximiser la récupération de la quantité de métaux dans le gisement secondaire.

Grosse (2023) recommande ainsi d'imposer un RC élevé pour tous les métaux constitutifs des produits neufs, avec un objectif de 80 % à atteindre à l'horizon 2045, en précisant (Grosse, 2023, p. 140) : « *La seule politique publique efficace à long terme pour une économie circulaire des matières premières consiste donc à imposer progressivement, matériau par matériau, une teneur minimale en recyclés au sein de toute matière première et de tout produit neuf, fabriqué sur place ou importé.* »

Abandonner « l'économie circulaire » au profit de la minimisation des impacts

L'économie circulaire est un concept controversé aux contributions incertaines (Gregson, et al., 2015 ; Homrich, et al., 2018 ; Corvellec, et al., 2022) (voir § 4.3.1). Dans les faits, l'économie circulaire se réfère principalement aux avantages économiques que peuvent apporter la diminution de la consommation de métaux ou d'énergie, ou encore l'évitement des déchets (Geissdoerfer, et al., 2017). De façon générale, les approches relatives à l'économie circulaire priorisent explicitement les enjeux économiques par rapport aux enjeux environnementaux, sociaux ou culturels (Cullen, 2017 ; Geissdoerfer et al., 2017 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022) (voir § 4.3.2).

Il en résulte un paradoxe : **ce concept ne peut pas répondre aux objectifs qu'il se fixe en termes de « durabilité » puisqu'il priorise des enjeux économiques qui sont le plus souvent incompatibles avec ces objectifs.** Cette priorisation se fait :

- à l'échelle conceptuelle, dans les définitions et les approches (voir § 4.3.2) ;
- à l'échelle des marchés, l'offre secondaire étant neutralisée par une demande métallique exponentielle (voir § 4.2) ;
- à l'échelle des modèles productifs, les stratégies de gestion des déchets (R01 à R08) étant essentiellement freinées par des considérations d'ordre économique (voir § 3.3 et, en particulier, § 3.3.4) ;
- à l'échelle des filières secondaires, le recyclage étant limité par des facteurs économiques, en particulier la valeur des métaux et l'existence d'infrastructures appropriées (voir § 4.1.3).

De plus, l'économie circulaire n'aborde pas les tensions entre les limites biophysiques et la croissance (au regard des flux de matière et d'énergie, en particulier) ni les limites associées à la croissance économique (Lazarevic & Valve, 2017 ; Korhonen, et al., 2018a ; Corvellec, et al., 2022). Pourtant, la plupart des chercheurs étudiés estiment que ce sont ces enjeux qui se trouvent au cœur de la viabilité globale de l'économie circulaire. Ils considèrent ainsi que **des changements radicaux devraient être opérés sur les modèles de production et sur les modèles de consommation** (Allwood, et al., 2011 ; Allwood, 2014 ; Rammelt & Crisp, 2014 ; Gregson, et al., 2015 ; Kirchherr, et al., 2017 ; Lazarevic & Valve, 2017 ; Corvellec, et al., 2022), comme souligné par (Gregson, et al., 2015) : « *The concept is an endlessly recited ideal. Yet, to effect a circular economy driven by producers through either industrial symbiosis or cradle-to-cradle manufacturing would require radical transformations to the economic order, including fundamental recasting of manufacture, retail, consumption and property rights.* »⁴⁰⁶

De façon générale, il est nécessaire d'interroger le bien-fondé de la « circularisation » des métaux dans un contexte de demande croissante et d'évolution continue des produits, comme le rappelle (Allwood, 2014, p. 446) :

The key image created by the circular economy is of a fixed number of atoms currently formed into today's products that should be repeatedly reorganized into future products without requiring any further injection of new atoms. Is that really desirable? These rhetorical questions challenge the attractiveness of this target: if demand is growing, the circle cannot remain closed, and it may be a much more important priority to reduce the rate at which new material is required. If today's products require precise and complex mixing of atoms to create high-performance properties, the energy required to separate them from these products may be very much greater than the energy required to extract new material from ore or tailings. If technology is advancing so that the design requirements for today's products are unrelated to those of the past, it may not be possible to create tomorrow's products from today's stock of atoms in use. [...] **The idea of a circular economy might be technically feasible if global demand for both the volume and compositions of products stabilized.** [...] Rather than having circularity as a goal, a more pragmatic vision for a material future would be to aim to meet human needs while minimizing the environmental impact of doing so.⁴⁰⁷

L'association rejoint cette dernière conclusion. Compte tenu des limites insolubles associées au concept d'économie circulaire et du caractère intrinsèquement linéaire et intrinsèquement insoutenable des modèles socio-économiques actuels (voir notamment la section « Priorisation de l'économie linéaire » du § 4.3.3), SystExt **préconise l'abandon de « l'économie circulaire » au profit de la minimisation des impacts des filières métalliques.**

⁴⁰⁶ Traduction : « *Le concept est un idéal récité à l'infini. Pourtant, la mise en place d'une économie circulaire pilotée par les producteurs grâce à la symbiose industrielle ou à la fabrication "du berceau au berceau" nécessiterait des transformations radicales de l'ordre économique, notamment une refonte fondamentale de la fabrication, de la vente au détail, de la consommation et des droits de propriété.* »

⁴⁰⁷ Traduction : « *L'image clé créée par l'économie circulaire est celle d'un nombre fixe d'atomes formant les produits d'aujourd'hui qui devraient être réorganisés de manière répétée en produits futurs sans nécessiter l'injection de nouveaux atomes. Est-ce vraiment souhaitable ? Ces questions rhétoriques remettent en question l'attrait de cet objectif : si la demande augmente, le cercle ne peut pas rester fermé, et il peut être beaucoup plus important de réduire le rythme auquel de nouveaux matériaux sont nécessaires. Si les produits actuels nécessitent un mélange précis et complexe d'atomes pour créer des propriétés de haute performance, l'énergie nécessaire pour les séparer de ces produits peut être beaucoup plus importante que l'énergie nécessaire pour extraire de nouveaux matériaux du minerai ou des résidus. Si la technologie progresse de telle sorte que les exigences de conception des produits d'aujourd'hui n'ont plus rien à voir avec celles du passé, il ne sera peut-être pas possible de créer les produits de demain à partir du stock d'atomes utilisé aujourd'hui. [...] L'idée d'une économie circulaire pourrait être techniquement réalisable si la demande mondiale en termes de volume et de composition des produits se stabilisait. [...] Plutôt que de viser la circularité, une vision plus pragmatique de l'avenir matériel consisterait à répondre aux besoins humains tout en minimisant l'impact sur l'environnement.* »

Page laissée vide intentionnellement

ANNEXES

ANNEXE 1

Classification internationale des 55 types de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) (clés UNU - Université des Nations Unies) et corrélation selon la classification de l'Union européenne (UE) ; tiré de (Forti, et al., 2020, pp. 99-102)

Clé UNU	Description	Catégorie EEE selon UE
0001	Chauffage central (fixe domestique)	Gros équipements
0002	Panneaux photovoltaïques (y compris onduleurs)	Panneaux photovoltaïques
0101	Chauffage et ventilation professionnels (hors équipements de refroidissement)	Gros équipements
0102	Lave-vaisselle	Gros équipements
0103	Équipement de cuisine (par exemple grands fours, équipement de cuisson)	Gros équipements
0104	Machines à laver (y compris séchoirs combinés)	Gros équipements
0105	Séchoirs (sèche-linge, centrifugeuses)	Gros équipements
0106	Chauffage et ventilation domestiques (par exemple hottes, ventilateurs, chauffages d'appoint)	Gros équipements
0108	Réfrigérateurs (y compris réfrigérateurs combinés)	Équipements d'échange thermique
0109	Congélateurs	Équipements d'échange thermique
0111	Climatiseurs (fixes domestiques et portables)	Équipements d'échange thermique
0112	Autres équipements de refroidissement (par exemple déshumidificateurs, séchoirs à pompe à chaleur)	Équipements d'échange thermique
0113	Équipements de refroidissement professionnels (par exemple grands climatiseurs, vitrines de refroidissement)	Équipements d'échange thermique
0114	Micro-ondes (y compris combinés, hors grills)	Petits équipements
0201	Autres petits équipements ménagers (par exemple petits ventilateurs, fers à repasser, horloges, adaptateurs)	Petits équipements
0202	Équipements pour la préparation des aliments (par exemple grille-pain, grills, robots, poêles à frire)	Petits équipements
0203	Petits équipements ménagers pour la préparation d'eau chaude (par exemple cafetières, théières, bouilloires)	Petits équipements
0204	Aspirateurs (hors gamme professionnelle)	Petits équipements
0205	Équipements de soins personnels (par exemple brosses à dents, sèche-cheveux, rasoirs)	Petits équipements
0301	Petits équipements informatiques (par exemple routeurs, souris, claviers, disques externes et accessoires)	Petits équipements informatiques
0302	Ordinateurs de bureau (hors moniteurs, accessoires)	Petits équipements informatiques
0303	Ordinateurs portables (y compris tablettes)	Écrans et moniteurs
0304	Imprimantes (par exemple scanners, fax multifonctions)	Petits équipements informatiques
0305	Équipements de télécommunications (par exemple répondeurs)	Petits équipements informatiques
0306	Téléphones mobiles (y compris smartphones, pageurs)	Petits équipements informatiques

Clé UNU	Description	Catégorie EEE selon UE
0307	Équipements informatiques professionnels (par exemple serveurs, routeurs, matériel de stockage des données, copieurs)	Gros équipement
0308	Moniteurs à tube cathodique	Écrans et moniteurs
0309	Moniteurs à écran plat (LCD, LED)	Écrans et moniteurs
0401	Petit matériel électronique grand public (par exemple écouteurs, télécommandes)	Petits équipements
0402	Produits audio-vidéo portables (par exemple MP3, liseuses, GPS)	Petits équipements
0403	Instruments de musique, radio, hi-fi (y compris appareils audio)	Petits équipements
0404	Vidéo (par exemple magnétoscopes, DVD, Blu-Ray, décodeurs) et projecteurs	Petits équipements
0405	Haut-parleurs	Petits équipements
0406	Caméras (par exemple caméscopes et appareils photo numériques)	Petits équipements
0407	Télévisions à tube cathodique	Écrans et moniteurs
0408	Télévisions à écran plat (LCD, LED, Plasma)	Écrans et moniteurs
0501	Petits appareils d'éclairage (hors ampoules à LED et incandescence)	Petits équipements
0502	Lampes fluorescentes compactes (y compris rétrofit ou non rétrofit)	Lampes
0503	Lampes à tube fluorescent rectiligne	Lampes
0504	Lampes spéciales (par exemple mercure à usage professionnel, vapeur de sodium à haute ou basse pression)	Lampes
0505	Lampes LED (y compris lampes LED rétrofit)	Lampes
0506	Luminaires domestiques (y compris éclairage incandescent domestique et luminaires LED domestiques)	Petits équipements
0507	Luminaires professionnels (bureaux, espaces publics, industrie)	Petits équipements
0601	Outils domestiques (par exemple perceuses, scies, nettoyeurs haute pression, tondeuses)	Petits équipements
0602	Outils professionnels (par exemple pour la soudure, le brasage, le fraisage)	Gros équipements
0701	Jouets (par exemple circuits automobiles, trains électriques, appareils de musique, ordinateurs de vélo, drones)	Petits équipements
0702	Consoles de jeu	Petits équipements informatiques
0703	Équipement de loisirs (par exemple équipement de sport, vélos électriques, juke-box)	Gros équipements
0801	Équipements médicaux domestiques (par exemple thermomètres, tensiomètres)	Gros équipements
0802	Équipements médicaux professionnels (par exemple hôpital, dentiste, diagnostics)	Gros équipements
0901	Équipements de surveillance et de contrôle domestiques (alarme, chauffage, fumée, hors écrans)	Gros équipements
0902	Équipements de surveillance et de contrôle professionnels (par exemple laboratoire, tableaux de bord)	Gros équipements
1001	Distributeurs non réfrigérés (par exemple vente de boissons chaudes, tickets, argent)	Gros équipements
1002	Distributeurs réfrigérés (par exemple vente de boissons froides)	Équipements d'échange thermique

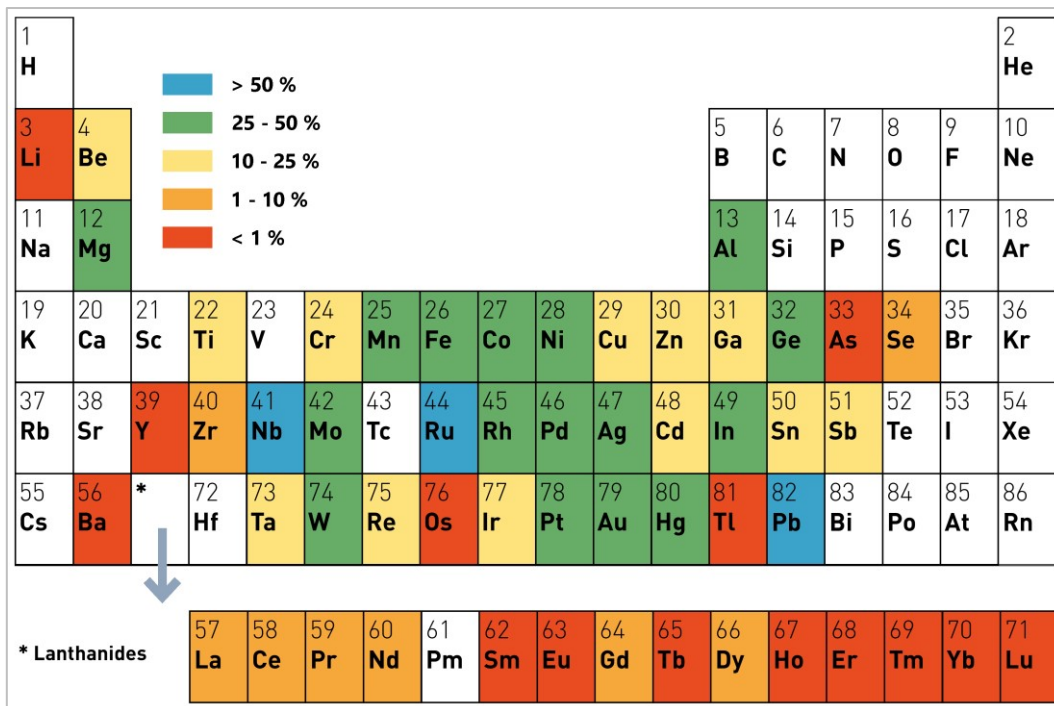
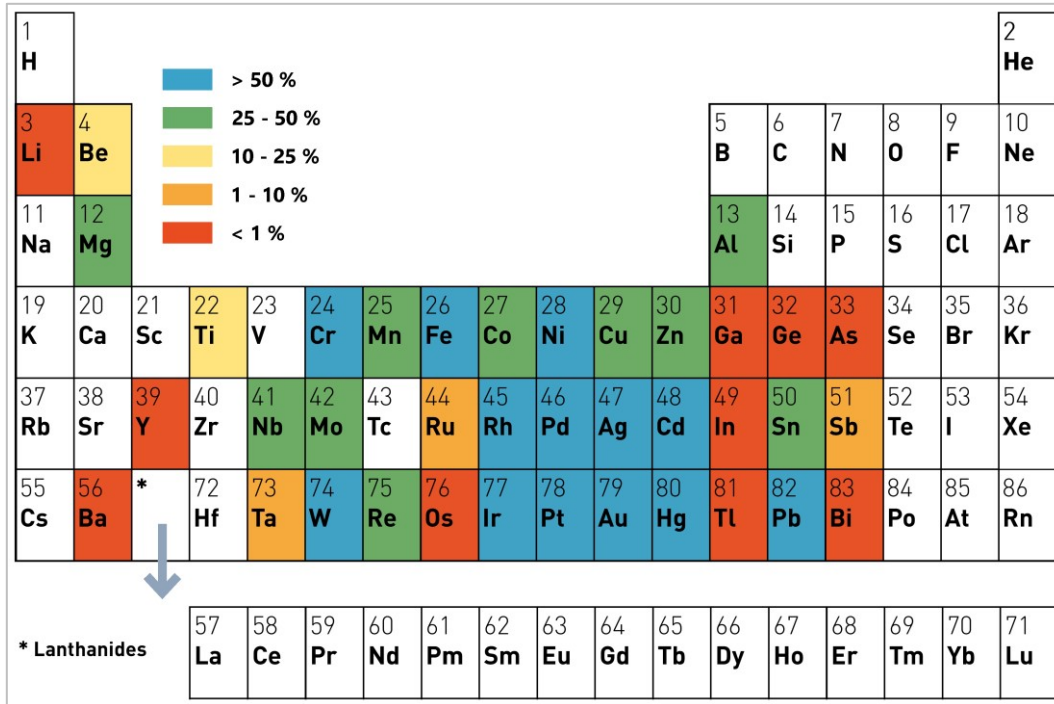
ANNEXE 2

Traitement sélectif des matières et composants des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) selon l'annexe II de la directive 2002/96/CE relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques ; traduit et adapté de (Chancerel & Rotter, 2009, p. 2338)

Stratégie de démantèlement	Matériaux et composants requérant un traitement spécifique
Composants facilement amovibles manuellement	piles et accumulateurs
	câbles électriques extérieurs
	cartouches de toner, liquide ou en pâte, ainsi que les toners de couleur
	lampes à décharge
Composants et substances qui ne peuvent être enlevés sans démontage de l'équipement ou sans traitement spécial	cartes de circuits imprimés des téléphones mobiles, d'une manière générale, et d'autres dispositifs si la surface de la carte de circuit imprimé est supérieure à 10 cm ²
	écrans à cristaux liquides (ainsi que leur boîtier, le cas échéant) d'une surface supérieure à 100 cm ² et tous les écrans rétroéclairés par des lampes à décharge
	tubes cathodiques
	chlorofluorocarbones (CFC), hydrochlorofluorocarbones (HCFC) ou hydrofluorocarbones (HFC), hydrocarbures (HC)
Composants et substances difficiles à identifier et qui ne peuvent être enlevés sans un démontage en profondeur de l'équipement	matières plastiques contenant des retardateurs de flamme bromés
	condensateurs du polychlorobiphényle (PCB), conformément à la directive 96/59/CE
	condensateurs électrolytiques contenant des substances dangereuses (hauteur > 25 mm, diamètre > 25 mm ou volume proportionnellement similaire)
	composants contenant du mercure, tels que les interrupteurs ou les lampes à rétroéclairage
	déchets d'amiante et composants contenant de l'amiante
	composants contenant des fibres céramiques réfractaires (cf. règlement CE n° 1272/2008)
	composants contenant des substances radioactives (cf. directive 96/29/Euratom du Conseil)

ANNEXE 3

Taux de vieilles ferrailles (OSR) (en haut) et taux d'incorporation de recyclés (RC) (en bas) moyens à l'échelle internationale pour 60 métaux en 2011 ; adapté de (UNEP, 2011, pp. 20-21)



ANNEXE 4

Exemples de matières premières minérales contenues dans certains produits cosmétiques ; tiré de (SystExt, Fiches Objet, 2020, pp. 13-14)

Substance	Produit ou usage concerné	Rôle
Bentonite et Smectite	Correcteur de cernes et traitement de l'acné	-
Bronze : cuivre (Cu) + zinc (Zn)	Eyliner, selon les teintes	Colorant
Dioxyde de titane (TiO ₂)	Fond de teint, rouge à lèvres, eyeliner, gloss	Colorant blanc, protège du soleil car réfléchit la lumière, résistance à l'eau, adhérence
Kaolinite (Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄)	Produits en poudre (fond de teint, fard à paupière, etc.)	Excipient (se colore facilement)
Lazurite (NaCaAlSiO ₄)	Fond de teint, eyeliner, fard à paupières, mascara	Colorant bleu
Mica (SO ₄ SClOH)	Fond de teint, rouge à lèvres, eyeliner, gloss	Opacifiant
Monoxyde de fer (FeO) Autres oxydes de fer	Fond de teint, rouge à lèvres, gloss, fard à paupières, eyeliner	Colorant jaune
Nitrure de bore (BN)	Rouge à lèvres, vernis à ongles, base de maquillage	Éclat nacré, matifiant, lubrification (forme hexagonale), dureté (forme cubique)
Oxychlorure de bismuth (BiOCl)	Rouge à lèvres, vernis à ongles	Colorant blanc, brillance
Oxyde d'aluminium (Al ₂ O ₃)	Fond de teint, rouge à lèvres	Opacifiant, contrôle de la viscosité
Oxyde de zinc (ZnO)	Fond de teint	Absorbant UV, colorant blanc, adhérence, couvrance, antiseptique
Phosphate de manganèse et d'ammonium (H ₄ MnNO ₇ P ₂)	Fond de teint, eyeliner, fard à paupières	Colorant violet
Silice (SiO ₂)	Fond de teint, rouge à lèvres, crayon yeux	Opacifiant, absorbant, contrôle de la viscosité
Talc (Mg ₃ Si ₄ H ₂ O ₁₂)	Fond de teint, fard à paupières, blush	Absorbant, douceur, éclat
Tétraoxyde de fer (Fe ₃ O ₄)	Fond de teint, rouge à lèvres, fard à paupières, mascara	Colorant noir
Trioxyde de chrome (CrO ₃)	Mascara, eyeliner, ombre à paupières	Colorant vert
Trioxyde de fer (Fe ₂ O ₃)	Fond de teint, rouge à lèvres	Colorant rouge

ANNEXE 5

Part des quatre catégories définies par Ciacci, et al. (2015a) (en pour cent) par rapport à la consommation totale de chaque métal, pour 54 éléments ; tiré de (Ciacci, et al., 2015b) ; et évaluation par SystExt des pertes par dissipation associées (en pour cent)

Élément	Non spécifié	Dissipation à l'usage	Actuellement non recyclable	Potentiellement recyclable	Pertes par dissipation	
	Applications diverses pour lesquelles les auteurs manquaient de données	Usages dispersifs (recyclage impossible)	Usages dissipatifs non recyclables (pour lesquels des obstacles technologiques et/ou économiques empêchent le recyclage)	Usages pour lesquels le recyclage est théoriquement possible	Estimation réalisée par SystExt : somme des parts des usages dispersifs et des usages dissipatifs non recyclables	
Aluminium	Al	3	0	3	94	3
Antimoine	Sb	4	4	66	26	70
Argent	Ag	0	1	6	93	7
Arsenic	As	5	17	64	14	81
Bismuth	Bi	2	16	17	65	33
Cadmium	Cd	2	2	13	83	15
Cérium	Ce	7	1	57	35	58
Chrome	Cr	0	0	10	90	10
Cobalt	Co	6	1	10	83	11
Cuivre	Cu	2	1	2	95	3
Dysprosium	Dy	0	0	0	100	0
Erbium	Er	0	0	100	0	100
Étain	Sn	11	4	9	76	13
Europium	Eu	0	0	49	51	49
Fer	Fe	0	1	0	99	1
Gadolinium	Gd	0	2	88	10	90
Gallium	Ga	6	0	76	18	76
Germanium	Ge	5	0	55	40	55
Hafnium	Hf	6	0	13	81	13
Holmium	Ho	0	0	100	0	100
Indium	In	6	4	80	10	84
Iridium	Ir	0	6	1	93	7
Lanthane	La	7	0	76	17	76
Lutécium	Lu	10	45	0	45	45
Manganèse	Mn	0	1	33	66	34
Mercure	Hg	1	29	0	70	29
Molybdène	Mo	0	4	3	93	7
Néodyme	Nd	6	2	13	79	15
Nickel	Ni	0	1	1	98	2
Niobium	Nb	8	0	0	92	0
Or	Au	5	0	0	95	0
Osmium	Os	0	0	60	40	60
Palladium	Pd	1	1	1	97	2
Platine	Pt	0	4	3	93	7

Élément	Non spécifié	Dissipation à l'usage	Actuellement non recyclable	Potentiellement recyclable	Pertes par dissipation	
	Applications diverses pour lesquelles les auteurs manquaient de données	Usages dispersifs (recyclage impossible)	Usages dissipatifs non recyclables (pour lesquels des obstacles technologiques et/ou économiques empêchent le recyclage)	Usages pour lesquels le recyclage est théoriquement possible	Estimation réalisée par SystExt : somme des parts des usages dispersifs et des usages dissipatifs non recyclables	
Plomb	Pb	2	5	5	88	10
Praséodyme	Pr	9	0	16	75	16
Rhénium	Re	8	0	2	90	2
Rhodium	Rh	2	2	5	91	7
Ruthénium	Ru	4	0	4	92	4
Samarium	Sm	10	0	8	82	8
Scandium	Sc	10	0	0	90	0
Sélénium	Se	0	28	42	30	70
Tantale	Ta	14	1	11	74	12
Tellure	Te	0	5	10	85	15
Terbium	Tb	0	0	44	56	44
Thallium	Tl	10	0	90	0	90
Thulium	Tm	10	45	45	0	90
Titane	Ti	6	9	79	6	88
Tungstène	W	0	3	6	91	9
Vanadium	V	2	0	1	97	1
Ytterbium	Yb	10	45	45	0	90
Yttrium	Y	14	0	68	18	68
Zinc	Zn	2	19	2	77	21
Zirconium	Zr	4	0	64	32	64

Légende des couleurs :

	Pertes par dissipation concernant moins de 25 % de la consommation totale de l'élément
	Pertes par dissipation concernant 25 à 50 % de la consommation totale de l'élément
	Pertes par dissipation concernant 50 à 75 % de la consommation totale de l'élément
	Pertes par dissipation concernant plus de 75 % de la consommation totale de l'élément

ANNEXE 6

Quantités d'indium (In) en tonnes à chaque phase de son cycle de vie en 2011, mise en évidence des pertes lors de la fabrication et de la manufacture ainsi que des flux de nouvelles ferrailles ; d'après données issues de (Ayres, et al., 2014 ; Licht, et al., 2015 ; Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017)

	Quantité d'indium (en tonnes)	Description de la ou des sources des données et des éventuelles hypothèses réalisées par SystExt
Indium présent dans le minerai	2895	Selon Lokanc, et al. (2015) : (1) seulement 50 à 70 % de l'indium contenu dans le minerai sont récupérés par les usines de traitement (et donc présents dans le concentré de zinc) ; (2) 30 % des concentrés de zinc contenant de l'indium (concentrés zinc-indium) ne sont pas envoyés dans des fonderies de zinc capables de récupérer l'indium. Il en résulte que $60\% \times 70\% = 42\%$ rejoignent les fonderies capables de récupérer l'indium et donc que 42 % de l'indium atteint les étapes métallurgiques permettant de récupérer l'indium depuis les déchets de fusion du zinc. Selon Licht, et al. (2015), 1 216 t ont été traitées par voie hydrométallurgique ou par voie pyrométallurgique. L'hypothèse est donc faite que $1216 / 42\% = 2\,895$ t dans le minerai.
Indium traité par métallurgie	1216	Traitement par voie hydrométallurgique ou pyrométallurgique. Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015). Même ordre de grandeur pour (Ayres, et al., 2014) (données de 2010) : 1 454 t.
Retraitement des résidus	295	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015).
Total indium traité	1511	
Indium raffiné	662	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015). Même ordre de grandeur pour (Ayres, et al., 2014) (données de 2010) : 574 t.
Vers la fabrication des cibles d'oxydes étain-indium (ITO)	364	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015).
Vers la fabrication des semi-conducteurs	156	idem précédent.
Vers la fabrication des alliages	91	idem précédent.
Vers la fabrication des matériaux d'interface thermique	39	idem précédent.
Vers des stocks	12	idem précédent.
Indium provenant du recyclage en "boucle instantanée"	1215	idem précédent.
Total indium utilisé pour la fabrication	1877	
Indium incorporé dans les produits manufacturés	245	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015). Mêmes ordres de grandeur pour (Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017).
Génération de nouvelles ferrailles lors de la fabrication	1215	idem précédent.
Indium perdu lors de la fabrication et de la manufacture	405	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015). Somme de trois pertes = 300,4 tonnes lors de la fabrication de cibles d'oxydes étain-indium (ITO) + 54,9 tonnes lors de la fabrication des semi-conducteurs + 49,3 tonnes perdues lors du recyclage des nouvelles ferrailles issues de la phase de fabrication/manufacture. Mêmes ordres de grandeur pour (Lokanc, et al., 2015 ; Ueberschaar, 2017).
Indium incorporé dans les produits manufacturés	245	Données 2011 issues de (Licht, et al., 2015).

ANNEXE 7

Concentrations dans les sources primaires et dans les sources secondaires (en pour cent) pour 47 métaux et 145 combinaisons métal-usage, et taux de recyclage des produits en fin de vie (EOL-RR) associés

Élément	Symbole	Usage	Concentration dans les sources secondaires (en %) ⁴⁰⁸	Concentration dans les sources primaires (en %) ⁴⁰⁹	EOL-RR (en %) ⁴¹⁰
Aluminium	Al	Biens de consommation	3,1	25	20
Aluminium	Al	Construction	0,2	25	70
Aluminium	Al	Électricité	45	25	50
Aluminium	Al	Emballages	71,5	25	60
Aluminium	Al	Transport	1,22	25	75
Antimoine	Sb	Batteries	2,28	4	20
Antimoine	Sb	Céramiques et verres	0,02	4	0
Antimoine	Sb	Retardateurs de flamme	0,02	4	0
Argent	Ag	Bijouterie et argenterie	14	0,03	95
Argent	Ag	Catalyseurs	0,7	0,03	50
Argent	Ag	Électrique et électronique	0,07	0,03	13
Argent	Ag	Investissements	100	0,03	100
Argent	Ag	Photographie	0,4	0,03	50
Argent	Ag	Pièces de monnaie	100	0,03	95
Arsenic	As	Semi-conducteurs	1,3E-03	1	0
Béryllium	Be	Aérospatial	5	0,2	80
Béryllium	Be	Électrique et électronique	7E-03	0,2	1
Cadmium	Cd	Pigments	0,38	0,02	0
Cadmium	Cd	Piles (grand public)	33	0,02	20
Cadmium	Cd	Piles (industrie)	33	0,02	80
Cérium	Ce	Additifs pour le verre	1,5E-03	5	0
Cérium	Ce	Alliages de batteries	1,20	5	0
Cérium	Ce	Convertisseurs autocatalytiques	4,96	5	0
Cérium	Ce	Phosphores	3,31E-05	5	0
Cérium	Ce	Polissage du verre	44,4	5	0
Chrome	Cr	Appareils ménagers	7,2	28	54

⁴⁰⁸ La concentration dans les sources secondaires – soit la concentration dans l'usage ici – est tirée de (Schäfer & Schmidt, 2020b, pp. S4-S18). Se référer à la bibliographie de ces auteurs qui détaille l'origine des valeurs retenues.

⁴⁰⁹ La concentration dans les sources primaires – soit la teneur d'exploitation moyenne à l'international ici – a été déterminée par SystExt par le croisement de données issues de (L'Élémentarium ; Hocquard, 2003 ; BGS, 2007 ; Bide, et al., 2008 ; Gunn & Benham, 2009 ; Hannis & Bide, 2009 ; Christie & Brathwaite, 2011 ; Pitfield & Brown, 2011 ; Frenzel, et al., 2014 ; Norgate, et al., 2014 ; Northey, et al., 2014 ; Sverdrup & Ragnarsdottir, 2014 ; Dorner, 2015 ; Mackay & Simandl, 2015 ; Bhandary, et al., 2016 ; Calvo, et al., 2016 ; McLemore, 2016 ; Teitler, et al., 2016 ; Bradley, et al., 2017 ; Cannon, et al., 2017 ; Foley, et al., 2017a ; Foley, et al., 2017b ; Goldfarb, et al., 2017 ; Kelley, et al., 2017 ; Schulz, et al., 2017 ; Seal, et al., 2017 ; Shanks, et al., 2017 ; Slack, et al., 2017 ; Werner, et al., 2017 ; Woodruff, et al., 2017 ; Zientek, et al., 2017 ; Ruberti & Massari, 2018 ; Schäfer & Schmidt, 2020 ; Funari, et al., 2021 ; International Cadmium Association (ICdA), 2021 ; Deady, et al., 2022 ; Nassar, et al., 2022 ; Subasinghe & Ratnayake, 2022 ; Werner, et al., 2023) (bibliographie non citée ici) dans le cadre d'une étude en cours de réalisation. Ces données sont donc intermédiaires (version 1.0 de septembre 2023), dans l'attente de travaux complémentaires.

⁴¹⁰ Le taux de recyclage des produits en fin de vie (ou EOL-RR) est tiré de (Schäfer & Schmidt, 2020b, pp. S4-S18). Se référer à la bibliographie de ces auteurs qui détaille l'origine des valeurs retenues.

Élément	Symbole	Usage	Concentration dans les sources secondaires (en %)	Concentration dans les sources primaires (en %)	EOL-RR (en %)
Chrome	Cr	Construction et infrastructures	1,8	28	54
Chrome	Cr	Machinerie industrielle	9,8	28	54
Chrome	Cr	Transport	0,27	28	54
Cobalt	Co	Aimants	1	0,1	5
Cobalt	Co	Batteries	7	0,1	80
Cobalt	Co	Carbures cémentés	11	0,1	75
Cobalt	Co	Catalyseurs	2	0,1	89
Cobalt	Co	Pigments	4,3E-03	0,1	0
Cobalt	Co	Superaliages	11	0,1	80
Cuivre	Cu	Communication	10	0,6	60
Cuivre	Cu	Construction et plomberie	0,3	0,6	66
Cuivre	Cu	Électricité	11	0,6	60
Cuivre	Cu	Industrie	0,2	0,6	60
Cuivre	Cu	Refroidissement	18	0,6	60
Cuivre	Cu	Transport	1,55	0,6	60
Dysprosium	Dy	Aimants	7,53E-03	0,07	0
Étain	Sn	Brasure	0,12	0,5	0
Étain	Sn	Fer-blanc	0,33	0,5	0
Étain	Sn	Laiton et bronze	15,00	0,5	70
Europium	Eu	Phosphores et éclairage	5,89E-05	0,02	0
Fer	Fe	Biens métalliques	85	45	58
Fer	Fe	Construction	4	45	82
Fer	Fe	Machinerie	71	45	82
Fer	Fe	Transport	68,8	45	87
Gadolinium	Gd	Aimants	4,02E-03	0,07	0
Gadolinium	Gd	Phosphores	4,6E-06	0,07	0
Gallium	Ga	Aimants	0,5	5E-03	1
Gallium	Ga	Circuits intégrés	1,6E-03	5E-03	1
Gallium	Ga	Photovoltaïque	0,04	5E-03	1
Germanium	Ge	Électronique et photovoltaïque	1,6E-03	6E-03	0
Germanium	Ge	Fibre optique	0,04	6E-03	0
Germanium	Ge	Production de PET	8E-03	6E-03	0
Hafnium	Hf	Aérospatial	1,7	6E-03	80
Hafnium	Hf	Électronique	6,4E-04	6E-03	1
Hafnium	Hf	Superaliages	1,7	6E-03	80
Indium	In	Brasure et alliages	5E-06	0,035	1
Indium	In	Électronique et semi-conducteurs	3E-05	0,035	1
Indium	In	Revêtements en couches minces	3,31E-03	0,035	1
Lanthane	La	Additifs pour le verre	36	3	0
Lanthane	La	Alliages de batteries	1,79	3	0
Lanthane	La	Phosphores	4,97E-05	3	0
Lanthane	La	Polissage du verre	14,75	3	0
Lithium	Li	Batteries	3	0,6	10

Élément	Symbole	Usage	Concentration dans les sources secondaires (en %)	Concentration dans les sources primaires (en %)	EOL-RR (en %)
Magnésium	Mg	Agriculture	10	12	0
Manganèse	Mn	Batteries	2	35	53
Mercure	Hg	Électrique et électronique	2,2E-03	0,5	0
Molybdène	Mo	Acier à outils et acier rapide	4,48	0,02	30
Molybdène	Mo	Aciers inoxydables	2,5	0,02	30
Molybdène	Mo	Aciers spéciaux	0,5	0,02	30
Molybdène	Mo	Produits chimiques	12	0,02	30
Molybdène	Mo	Superaliages	7	0,02	30
Néodyme	Nd	Aimants	0,03	2	0
Néodyme	Nd	Alliages de batteries	0,48	2	0
Néodyme	Nd	Convertisseurs autocatalytiques	2,5	2	0
Nickel	Ni	Aérospatial	40	0,8	74
Nickel	Ni	Appareils ménagers et biens	2,46	0,8	29
Nickel	Ni	Construction et infrastructures	0,32	0,8	87
Nickel	Ni	Électronique	1,11	0,8	29
Nickel	Ni	Machinerie industrielle	6,23	0,8	87
Nickel	Ni	Transport	0,39	0,8	74
Niobium	Nb	Alliages de niobium	89	0,2	53
Niobium	Nb	Construction et aciers inoxydables	0,1	0,2	53
Niobium	Nb	Transport	0,09	0,2	53
Or	Au	Bijouterie	61	8E-05	95
Or	Au	Dentisterie et médical	75	8E-05	18
Or	Au	Électronique	5E-03	8E-05	13
Or	Au	Investissements	100	8E-05	99
Palladium	Pd	Autocatalyseurs	0,11	1,5E-04	81
Palladium	Pd	Bijouterie	4	1,5E-04	100
Palladium	Pd	Dentisterie et médical	78	1,5E-04	15
Palladium	Pd	Électricité	2E-03	1,5E-04	96
Palladium	Pd	Investissements	100	1,5E-04	18
Platine	Pt	Autocatalyseurs	0,13	1,4E-04	80
Platine	Pt	Bijouterie	2,9	1,4E-04	98
Platine	Pt	Électricité	1,02E-03	1,4E-04	97
Platine	Pt	Investissements	100	1,4E-04	99
Platine	Pt	Médical et biomédical	3E-03	1,4E-04	15
Platine	Pt	Pétrole	0,3	1,4E-04	98
Plomb	Pb	Batteries	55	3,4	75
Plomb	Pb	Brasure	95	3,4	60
Plomb	Pb	Gaine de câble	10	3,4	30
Plomb	Pb	Pigments	23	3,4	0
Plomb	Pb	Produits laminés et extrudés	95	3,4	60
Praséodyme	Pr	Aimants	0,01	0,6	0
Praséodyme	Pr	Alliages de batteries	0,54	0,6	0
Praséodyme	Pr	Convertisseurs autocatalytiques	0,6	0,6	0

Élément	Symbole	Usage	Concentration dans les sources secondaires (en %)	Concentration dans les sources primaires (en %)	EOL-RR (en %)
Praséodyme	Pr	Polissage du verre	4,41	0,6	0
Rhénium	Re	Catalyseurs	0,3	1E-05	90
Rhénium	Re	Superalliages	3	1E-05	55
Rhodium	Rh	Autocatalyseurs	0,03	2E-05	81
Rhodium	Rh	Électricité	8,50E-04	2E-05	98
Ruthénium	Ru	Électricité	1,6E-03	2E-05	98
Samarium	Sm	Alliages de batteries	0,08	0,1	0
Scandium	Sc	Aérospatial et défense	1	0,01	80
Scandium	Sc	Éclairage	3E-04	0,01	1
Sélénium	Se	Chimie et pigments	1,33E-04	0,01	0
Sélénium	Se	Électronique	1,6E-03	0,01	0
Sélénium	Se	Fabrication du verre	0,03	0,01	0
Sélénium	Se	Métallurgie	0,08	0,01	0
Tantale	Ta	Additifs pour alliages	3,5	0,025	70
Tantale	Ta	Condensateurs	0,07	0,025	0
Tantale	Ta	Outils de coupe	4	0,025	50
Tellure	Te	Caoutchouc	0,5	1E-05	0
Tellure	Te	Photovoltaïque	0,06	1,E-05	0
Terbium	Tb	Aimants	0,69	0,01	0
Terbium	Tb	Phosphores	1,66E-05	0,01	0
Tungstène	W	Aciers	70	0,2	50
Tungstène	W	Carbures cémentés	70	0,2	75
Tungstène	W	Superalliages	5	0,2	80
Vanadium	V	Aciers	0,51	0,2	1
Vanadium	V	Alliages non ferreux	5,5	0,2	53
Vanadium	V	Industrie chimique	7	0,2	53
Yttrium	Y	Phosphores et éclairage	8,02E-04	0,05	0
Zinc	Zn	Construction	0,16	3	23
Zinc	Zn	Électrique et électronique	2	3	22
Zinc	Zn	Machinerie industrielle	2	3	19
Zinc	Zn	Transport	1	3	26
Zirconium	Zr	Céramiques	0,03	0,3	1
Zirconium	Zr	Matériaux réfractaires	0,02	0,3	1

BIBLIOGRAPHIE

- Ademe, & Federec. (2017). *Évaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie.*
- Aladeojebi, T. K. (2013). Planned obsolescence. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 4(6), 1504-1508.
- Allwood, J. M. (2014). Squaring the circular economy: the role of recycling within a hierarchy of material management strategies. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 445-477). Elsevier.
- Allwood, J. M., & Cullen, J. M. (2012). *Sustainable materials: with both eyes open (Vol. 2012)*. UIT Cambridge Limited.
- Allwood, J. M., Ashby, M. F., Gutowski, T. G., & Worrell, E. (2011). Material efficiency: A white paper. *Resources, Conservation & Recycling*, 55(3), 362-381.
- Amato, A., Rocchetti, L., & Beolchini, F. (2016). Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies. *Waste Management*, 59, 432-441.
- Amini, S. H., Remmerswaal, J. A., Castro, M. B., & Reuter, M. A. (2007). Quantifying the quality loss and resource efficiency of recycling by means of exergy analysis. *Journal of Cleaner Production*, 15(10), 907-913.
- Anand, A., & Singh, R. (2021). Synthesis of rare earth compounds from phosphor coating of spent fluorescent lamps. *Separation & Purification Reviews*, 50(1), 96-112.
- Antrekowitsch, J., Steinlechner, S., Unger, A., Rösler, G., Pichler, C., & Rumpold, R. (2014). Zinc and Residue Recycling. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 113-124). Elsevier.
- Araújo, M. G., Magrini, A., Mahler, C. F., & Bilitewski, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management*, 32(2), 335-342.
- Atherton, J. (2007). Declaration by the metals industry on recycling principles. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 59-60.
- Ayres, R. U. (1992). Toxic heavy metals: materials cycle optimization. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 89(3), 815-820.
- Ayres, R. U., Méndez, G. V., & Talens Peiró, L. (2014). Recycling Rare Metals. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 27-38). Elsevier.
- Azevedo, M., Baczyńska, M., Hoffman, K., & Krauze, A. (2022, Avril 12). Lithium mining: How new production technologies could fuel the global EV revolution. *McKinsey & Company*. Récupéré sur <https://www.mckinsey.com/industries/metals-and-mining/our-insights/lithium-mining-how-new-production-technologies-could-fuel-the-global-ev-revolution>
- Babu, B. R., Parande, A. K., & Basha, C. A. (2007). Electrical and electronic waste: a global environmental problem. *Waste Management & Research*, 25(4), 307-318.
- Bae, H., & Kim, Y. (2021). Technologies of lithium recycling from waste lithium ion batteries: a review. *Materials Advances*, 2(10), 3234-3250.
- Baker, E., Davies, M., Fourie, A., Mudd, G. M., & Thygesen, K. (2020). Mine tailings facilities: overview and industry trends. Dans B. Oberle, D. Brereton, & A. Mihaylova, *Towards zero harm: a*

compendium of papers prepared for the Global Tailings Review (pp. 14-25). Global Tailings Review.

- Bakker, C., Wang, F., Huisman, J., & Den Hollander, M. (2014). Products that go round: exploring product life extension through design. *Journal of Cleaner Production*, 69, 10-16.
- Baldé, C. P., D'Angelo, E., Luda, V., Deubzer, O., & Kuehr, K. (2022). *Global Transboundary E-waste Flows Monitor 2022*. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR).
- Baudry, R., Josserand, P., Jarry, A., Branzea, D., Touboulic, N., Dezombre, J., . . . Thunis, H. (2024). *Bilan national du recyclage 2012-2021 - Évolutions du recyclage en France de différents matériaux : métaux ferreux et non ferreux, papiers et cartons, verre, plastiques, inertes du BTP, bois et textiles*. ADEME, In Extenso Innovation Croissance, RDC ENVIRONNEMENT, JBK corp.
- Beaulieu, L., van Durme, G., & Arpin, M.-L. (2015). *Circular economy: a critical literature review of concepts*. Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services (CIRAIG).
- Bigum, M., Brogaard, L., & Christensen, T. H. (2012). Metal recovery from high-grade WEEE: a life cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 207-208, 8-14.
- Bihouix, P., & de Guillebon, B. (2010). *Quel futur pour les métaux ? - Raréfaction des métaux : un nouveau défi pour la société*. EDP Sciences.
- Blandin, M.-C. (2016). *Rapport d'information n°850 fait au nom de la mission d'information sur l'inventaire et le devenir des matériaux et composants des téléphones mobiles, par Mme Marie-Christine BLANDIN, Sénatrice*. Sénat.
- Blengini, G. A., Mathieux, F., Mancini, L., Nyberg, M., Viegas, H. M., Salminen, J., . . . Calleja, I. (2019). *Recovery of critical and other raw materials from mining waste and landfills: State of play on existing practices*. EUR 29744 EN, Publications Office of the European Union.
- Blomsma, F., & Brennan, G. (2017). The emergence of circular economy: a new framing around prolonging resource productivity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 603-614.
- Bogue, R. (2007). Design for disassembly: a critical twenty-first century discipline. *Assembly Automation*, 27(4), 285-289.
- Bonnin, M. (2013). *Optimisation multicritère pour une gestion globale des ressources : application au cycle du cuivre en France*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse).
- Bookhagen, B., & Bastian, D. (2020). *Metalle in Smartphones*. Commodity TopNews, 65. BGR-DERA.
- Brooks, L., Gaustad, G., Gesing, A., Mortvedt, T., & Freire, F. (2019). Ferrous and non-ferrous recycling: challenges and potential technology solutions. *Waste Management*, 85, 519-528.
- Buchner, H., Laner, D., Rechberger, H., & Fellner, J. (2017). Potential recycling constraints due to future supply and demand of wrought and cast Al scrap - A closed system perspective on Austria. *Resources, Conservation & Recycling*, 122, 135-142.
- Carruth, M. A., Allwood, J. M., & Moynihan, M. C. (2011). The technical potential for reducing metal requirements through lightweight product design. *Resources, Conservation & Recycling*, 57, 48-60.
- Castro, M. B., Remmerswaal, J. A., Brezet, J. C., & Reuter, M. A. (2007). Exergy losses during recycling and the resource efficiency of product systems. *Resources, Conservation & Recycling*, 52, 219-233.

- Castro, M. B., Remmerswaal, J. A., Reuter, M. A., & Boin, U. J. (2004). A thermodynamic approach to the compatibility of materials combinations for recycling. *Resources, Conservation & Recycling*, 43, 1-19.
- Chanal, A., & Lévêque, J.-P. (2003). Lignes aériennes : matériels. Conducteurs et câbles de garde. *Techniques de l'Ingénieur, traité Génie électrique*, 8, D 4 422.
- Chancerel, P., & Rotter, S. (2009). Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*, 29(8), 2336-2352.
- Charpentier Poncelet, A. (2021). *Addressing the dissipation of mineral resources in life cycle assessment: Improving concepts and development of impact assessment methods for 61 metals*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux.
- Charpentier Poncelet, A., Helbig, C., Loubet, P., Beylot, A., Muller, S., Villeneuve, J., . . . Sonnemann, G. (2022a). Losses and lifetimes of metals in the economy. *Nature Sustainability*, 5(8), 717-726.
- Charpentier Poncelet, A., Helbig, C., Loubet, P., Beylot, A., Muller, S., Villeneuve, J., . . . Sonnemann, G. (2022b). Supplementary information - Losses and lifetimes of metals in the economy. *Nature Sustainability*, S1-S180.
- Cheah, L. W. (2010). *Cars on a diet: the material and energy impacts of passenger vehicle weight reduction in the US*. Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology.
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., & Wang, Y. (2019). Recycling end-of-life electric vehicle lithium-ion batteries. *Joule*, 3(11), 2622-2646.
- Chen, M., Ogunseitan, O. A., Wang, J., Chen, S., Wang, B., & Chen, S. (2016). Evolution of electronic waste toxicity: Trends in innovation and regulation. *Environment International*, 89-90, 147-154.
- Chen, W.-Q., & Graedel, T. E. (2012). Anthropogenic cycles of the elements: A critical review. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8574-8586.
- Chen, W.-Q., & Graedel, T. E. (2015). In-use product stocks link manufactured capital to natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 112(20), 6265-6270.
- Chen, W.-Q., & Zeng, X. (2022). Urban mining of metals and minerals for a circular economy and the sustainable development goals. Dans N. Yakovleva, & E. Nickless, *Routledge Handbook of the Extractive Industries and Sustainable Development* (pp. 282-296). Routledge.
- Ciacci, L., Harper, E. M., Nassar, N. T., Reck, B. K., & Graedel, T. E. (2016). Metal dissipation and inefficient recycling intensify climate forcing. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 11394-11402.
- Ciacci, L., Reck, B. K., Nassar, N. T., & Graedel, T. E. (2015a). Lost by design. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9443-9451.
- Ciacci, L., Reck, B. K., Nassar, N. T., & Graedel, T. E. (2015b). Supporting Information - Lost by design. *Environmental Science & Technology*, S1-S75.
- Ciacci, L., Vassura, I., & Passarini, F. (2018). Shedding light on the anthropogenic Europium cycle in the EU-28. Marking product turnover and energy progress in the lighting sector. *Resources*, 7(3), 59.
- Circle Economy. (2022). *The circularity gap report 2022*. Circle Economy.
- Circle Economy. (2023). *The circularity gap report 2023*. Circle Economy.
- Cooper, T. (2005). Slower consumption - Reflections on product life spans and the "throwaway society". *Journal of Industrial Ecology*, 9(1-2), 51-67.

- Corvellec, H., Stowell, A. F., & Johansson, N. (2022). Critiques of the circular economy. *Journal of Industrial Ecology*, 26(2), 421-432.
- Cui, J., & Forsberg, E. (2003). Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 99(3), 243-263.
- Cullen, J. M. (2017). Circular economy: theoretical benchmark or perpetual motion machine? *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 483-486.
- Daehn, K. E., Cabrera Serrenho, A., & Allwood, J. M. (2017). How will copper contamination constrain future global steel recycling? *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6599-6606.
- Dahmus, J. B., & Gutowski, T. G. (2007). What gets recycled: an information theory based model for product recycling. *Environmental Science & Technology*, 41(21), 7543-7550.
- Dedryver, L., & Couric, V. (2020). *La consommation de métaux du numérique : un secteur loin d'être dématérialisé*. France Stratégie.
- Dewulf, J., Hellweg, S., Pfister, S., Godoy León, M. F., Sonderegger, T., de Matos, C. T., . . . Mathieux, F. (2021). Towards sustainable resource management: identification and quantification of human actions that compromise the accessibility of metal resources. *Resources, Conservation & Recycling*, 167, 105403.
- Dubreuil, A., Young, S. B., Atherton, J., & Gloria, T. P. (2010). Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 621-634.
- Ekman Nilsson, A., Macias Aragonés, M., Arroyo Torralvo, F., Dunon, V., Angel, H., Komnitsas, K., & Willquist, K. (2017). Supplementary Materials: A review of the carbon footprint of Cu and Zn production from primary and secondary sources. *Minerals*, 7(9), 168.
- Ellen MacArthur Foundation. (2013). *Towards the circular economy Vol. 1: an economic and business rationale for an accelerated transition*.
- Ellen MacArthur Foundation. (2015). *Towards a circular economy: Business rationale for an accelerated transition*.
- Elshkaki, A., Graedel, T. E., Ciacci, L., & Reck, B. K. (2018). Resource demand scenarios for the major metals. *Environmental Science & Technology*, 52(5), 2491-2497.
- Esbrí, J. M., Rivera, S., Tejero, J., & Higuera, P. L. (2021). Feasibility study of fluorescent lamp waste recycling by thermal desorption. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(43), 61860-61868.
- Fellner, J., Lederer, J., Scharff, C., & Laner, D. (2017). Present potentials and limitations of a circular economy with respect to primary raw material demand. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 494-496.
- Fogelman, R. (2018, Janvier 05). Is the recycling industry facing a fire epidemic? *Recycling Product News*. Récupéré sur <https://www.recyclingproductnews.com/article/27240/is-the-recycling-industry-facing-a-fire-epidemic>
- Forti, V., Baldé, C. P., Kuehr, R., & Bel, G. (2020). *Suivi des déchets d'équipements électriques et électroniques à l'échelle mondiale pour 2020: quantités, flux et possibilités offertes par l'économie circulaire*. Université des Nations Unies (UNU)/Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche (UNITAR) - Programme SCYCLE co-administré par l'Union internationale des télécommunications (UIT) et l'Association internationale des déchets solides (ISWA).
- Friege, H. (2012). Review of material recovery from used electric and electronic equipment-alternative options for resource conservation. *Waste Management & Research*, 30(9), 3-16.

- Fritz, B., Aichele, C., & Schmidt, M. (2020). Environmental impact of high-value gold scrap recycling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 1930-1941.
- Gamage, L. E., Basak, A. K., Pramanik, A., Prakash, C., Shankar, S., Debnath, S., . . . Ramakrishana, S. (2023). Recycling of Gold and Silver from Electronic Waste - A Review. *Materials Circular Economy*, 5, 8.
- Gaustad, G., Olivetti, E., & Kirchain, R. (2010). Design for recycling: evaluation and efficient alloy modification. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2), 286-308.
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy - A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757-768.
- Geldron, A. (2016). Métaux stratégiques : la mine urbaine française. *Annales des Mines - Responsabilité et Environnement*, 82, 67-73.
- Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T., & Henderson, A. (2015). Common misconceptions about recycling. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1010-1017.
- Gharfalkar, M., Ali, Z., & Hillier, G. (2016). Clarifying the disagreements on various reuse options: Repair, recondition, refurbish and remanufacture. *Waste Management & Research*, 34(10), 995-1005.
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11-32.
- Glöser-Chahoud, S., Huster, S., Rosenberg, S., Baazouzi, S., Kiemel, S., Singh, S., . . . Schultmann, F. (2021). Industrial disassembling as a key enabler of circular economy solutions for obsolete electric vehicle battery systems. *Resources, Conservation & Recycling*, 174, 105735.
- Goldberg, T. (2017). What about the circularity of hazardous materials? *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 491-493.
- Gordon, R. B., Bertram, M., & Graedel, T. E. (2006). Metal stocks and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 103(5), 1209-1214.
- Gradin, K. T., Luttrupp, C., & Björklund, A. (2013). Investigating improved vehicle dismantling and fragmentation technology. *Journal of Cleaner Production*, 54, 23-29.
- Graedel, T. E. (2011a). On the future availability of the energy metals. *Annual Review of Materials Research*, 41, 323-335.
- Graedel, T. E. (2011b). The prospects for urban mining. *The Bridge*, 41(1), 43-50.
- Graedel, T. E. (2018). Grand challenges in metal life cycles. *Natural Resources Research*, 27(2), 181-190.
- Graedel, T. E. (2019). Material flow analysis from origin to evolution. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12188-12196.
- Graedel, T. E., & Reck, B. K. (2014). Recycling in Context. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 17-26). Elsevier.
- Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B. K., . . . Sonnemann, G. (2011). What Do We Know About Metal Recycling Rates? *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 355-366.
- Graedel, T. E., Harper, E. M., Nassar, N. T., & Reck, B. K. (2015). On the materials basis of modern society. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 112(20), 6295-6300.

- Graedel, T. E., Reck, B. K., & Miatto, A. (2022). Alloy information helps prioritize material criticality lists. *Nature Communications*, 13, 150.
- Graedel, T. E., Van Beers, D., Bertram, M., Fuse, K., Gordon, R. B., Gritsinin, A., . . . Vexler, D. (2004). Multilevel cycle of anthropogenic copper. *Environmental Science & Technology*, 38(4), 1242-1252.
- Grant, K., Goldizen, F. C., Sly, P. D., Brune, M.-N., Neira, M., van den Berg, M., & Norman, R. E. (2013). Health consequences of exposure to e-waste: a systematic review. *The Lancet Global Health*, 1(6), e350-e361.
- Greenfield, A., & Graedel, T. E. (2013). The omnivorous diet of modern technology. *Resources, Conservation & Recycling*, 74, 1-7.
- Gregson, N., Crang, M., Fuller, S., & Holmes, H. (2015). Interrogating the circular economy: the moral economy of resource recovery in the EU. *Economy and Society*, 44(2), 218-243.
- Grimes, S., Donaldson, J., & Gomez, G. C. (2008). *Report on the environmental benefits of recycling*. Bureau of International Recycling (BIR).
- Grosse, F. (2010). Le découplage croissance/matières premières. De l'économie circulaire à l'économie de la fonctionnalité: vertus et limites du recyclage. *Futuribles*(365), 99-124.
- Grosse, F. (2015). Économie circulaire. Dans D. Bourg, & A. Papaux, *Dictionnaire de la pensée écologique* (pp. 349-352). Presses universitaires de France (PUF).
- Grosse, F. (2023). *Croissance soutenable ? La société au défi de l'économie circulaire*. Presses universitaires de Grenoble (PUG).
- Gutowski, T. G. (2011). Materials separation and recycling. Dans B. R. Bakshi, T. G. Gutowski, & D. P. Sekulić, *Thermodynamics and the destruction of resources* (pp. 113-132). Cambridge University Press.
- Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., & Heinz, M. (2015). How circular is the global economy?: An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European Union and the world in 2005. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 765-777.
- Hagelüken, C., & Corti, C. W. (2010). Recycling of gold from electronics: Cost-effective use through 'Design for Recycling'. *Gold bulletin*, 43(3), 209-220.
- Hagelüken, C., & Goldmann, D. (2022). Recycling and circular economy - towards a closed loop for metals in emerging clean technologies. *Mineral Economics*, 35(3-4), 539-562.
- Hagelüken, C., Lee-Shin, J. U., Carpentier, A., & Heron, C. (2016). The EU circular economy and its relevance to metal recycling. *Recycling*, 1(2), 242-253.
- Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E., Driscoll, L., Slater, P., Stolkin, R., . . . Anderson, P. (2019). Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature*, 575(7781), 75-86.
- Heacock, M., Kelly, C. B., Asante, K. A., Birnbaum, L. S., Bergman, Å. L., Bruné, M.-N., . . . Suk, W. A. (2016). E-waste and harm to vulnerable populations: a growing global problem. *Environmental Health Perspectives*, 124(5), 550-555.
- Helbig, C., Thorenz, A., & Tuma, A. (2020). Quantitative assessment of dissipative losses of 18 metals. *Resources, Conservation & Recycling*, 153, 104537.
- Henckens, T. (2021). Scarce mineral resources: Extraction, consumption and limits of sustainability. *Resources, Conservation & Recycling*, 169, 105511.
- Hennies, L., & Stamminger, R. (2016). An empirical survey on the obsolescence of appliances in German households. *Resources, Conservation & Recycling*, 112, 73-82.

- Henriques, R., Figueiredo, F., & Nunes, J. (2023). Product-services for a resource-efficient and circular economy: An updated review. *Sustainability*, 15(15), 12077.
- Hewitt, A., Keel, T., Tauber, M., & Le-Fiedler, T. (2015). *The ups and downs of gold recycling - Understanding market drivers and industry challenges*. The Boston Consulting Group, World Gold Council.
- Hoal, K. E., Pirard, E., & Butcher, A. R. (2022). Current and future supply of minerals: Technical, environmental and business issues. Dans N. Yakovleva, & E. Nickless, *Routledge Handbook of the Extractive Industries and Sustainable Development* (pp. 133-153). Routledge.
- Hobson, K. (2016). Closing the loop or squaring the circle? Locating generative spaces for the circular economy. *Progress in Human Geography*, 40(1), 88-104.
- Homrich, A. S., Galvão, G., Abadia, L. G., & Carvalho, M. M. (2018). The circular economy umbrella: Trends and gaps on integrating pathways. *Journal of Cleaner Production*, 175, 525-543.
- Hu, X., Wang, C., Lim, M. K., & Koh, S. L. (2020). Characteristics and community evolution patterns of the international scrap metal trade. *Journal of Cleaner Production*, 243, 118576.
- Huisman, J., Botezatu, I., Herreras, L., Liddane, M., Hintsä, J., Luda di Cortemiglia, V., . . . Bonzio, A. (2015). *Countering WEEE illegal trade (CWIT) Summary report, Market assessment, Legal analysis, Crime analysis and Recommendations roadmap*.
- Hunt, A. J., Farmer, T. J., & Clark, J. H. (2013). Elemental sustainability and the importance of scarce element recovery. Dans A. J. Hunt, *Element Recovery and Sustainability* (pp. 1-28). Royal Society of Chemistry.
- Huo, X., Peng, L., Xu, X., Zheng, L., Qiu, B., Qi, Z., . . . Piao, Z. (2007). Elevated blood lead levels of children in Guiyu, an electronic waste recycling town in China. *Environmental Health Perspectives*, 115(7), 1113-1117.
- Ilgin, M. A., & Gupta, S. M. (2010). Environmentally conscious manufacturing and product recovery (ECMPRO): A review of the state of the art. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 563-591.
- Johnson, J., Harper, E. M., Lifset, R., & Graedel, T. E. (2007). Dining at the periodic table: Metals concentrations as they relate to recycling. *Environmental Science & Technology*, 41(5), 1759-1765.
- Jover, M., Borie, M., & Moriceau, S. (2021). *Équipements électriques et électroniques : données 2020 - Rapport annuel*. ADEME.
- Kaya, M., Hussaini, S., & Kursunoglu, S. (2020). Critical review on secondary zinc resources and their recycling technologies. *Hydrometallurgy*, 195, 105362.
- King, A. H. (2019). Our elemental footprint. *Nature Materials*, 18(5), 408-409.
- King, A. M., Burgess, S. C., Ijomah, W., & McMahon, C. A. (2006). Reducing waste: repair, recondition, remanufacture or recycle? *Sustainable Development*, 14(4), 257-267.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation & Recycling*, 127, 221-232.
- Knight, P., & Jenkins, J. O. (2009). Adopting and applying eco-design techniques: a practitioners perspective. *Journal of Cleaner Production*, 17(5), 549-558.
- Korhonen, J., Honkasalo, A., & Seppälä, J. (2018a). Circular economy: the concept and its limitations. *Ecological Economics*, 143, 37-46.
- Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., & Birkie, S. E. (2018b). Circular economy as an essentially contested concept. *Journal of Cleaner Production*, 175, 544-552.

- Kral, U., Kellner, K., & Brunner, P. H. (2013). Sustainable resource use requires "clean cycles" and safe "final sinks". *Science of the total environment*, 461-462, 819-822.
- Kral, U., Morf, L. S., Vyzinkarova, D., & Brunner, P. H. (2019). Cycles and sinks: two key elements of a circular economy. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21, 1-9.
- Kummer Peiry, K. (2012). *Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination*. United Nations.
- Labbé, J. F. (2016). Les limites physiques de la contribution du recyclage à l'approvisionnement en métaux. *Annales des Mines - Responsabilité et Environnement*, 82, 45-56.
- Larouche, F., Tedjar, F., Amouzegar, K., Houlachi, G., Bouchard, P., Demopoulos, G. P., & Zaghib, K. (2020). Progress and status of hydrometallurgical and direct recycling of Li-ion batteries and beyond. *Materials*, 13(3), 801.
- Lazarevic, D., & Valve, H. (2017). Narrating expectations for the circular economy: Towards a common and contested European transition. *Energy Research & Social Science*, 31, 60-69.
- Li, J., Zeng, X., & Stevels, A. (2015). Ecodesign in consumer electronics: Past, present, and future. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(8), 840-860.
- Licht, C., Talens Peiró, L., & Villalba, G. (2015). Global substance flow analysis of gallium, germanium, and indium: quantification of extraction, uses, and dissipative losses within their anthropogenic cycles. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 890-903.
- Lifset, R., Atasu, A., & Tojo, N. (2013). Extended producer responsibility: national, international, and practical perspectives. *Journal of Industrial Ecology*, 17(2), 162-166.
- Lim, S. R., Kang, D., Ogunseitan, O. A., & Schoenung, J. M. (2013). Potential environmental impacts from the metals in incandescent, compact fluorescent lamp (CFL), and light-emitting diode (LED) bulbs. *Environmental Science & Technology*, 47(2), 1040-1047.
- Lindhqvist, T. (2000). *Extended producer responsibility in cleaner production: Policy principle to promote environmental improvements of product systems*. Doctoral Thesis, The International Institute for Industrial Environmental Economics (IIIEE), Lund University.
- Liu, C., Lin, J., Cao, H., Zhang, Y., & Sun, Z. (2019). Recycling of spent lithium-ion batteries in view of lithium recovery: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 228, 801-813.
- Ljunggren Söderman, M., & André, H. (2019). Effects of circular measures on scarce metals in complex products - Case studies of electrical and electronic equipment. *Resources, Conservation & Recycling*, 151, 104464.
- Loibl, A., & Tercero Espinoza, L. A. (2021). Current challenges in copper recycling: aligning insights from material flow analysis with technological research developments and industry issues in Europe and North America. *Resources, Conservation & Recycling*, 169, 105462.
- Lokanc, M., Eggert, R., & Redlinger, M. (2015). *The availability of indium: The present, medium term, and long term*. National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden.
- Lottermoser, B. (2010). *Mine Wastes - Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Third Edition*. Springer.
- Luttrupp, C., & Johansson, J. (2010). Improved recycling with life cycle information tagged to the product. *Journal of Cleaner Production*, 18(4), 346-354.
- Luttrupp, C., & Lagerstedt, J. (2006). EcoDesign and the Ten Golden Rules: Generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1396-1408.

- Lyons, D., Rice, M., & Wachal, R. (2009). Circuits of scrap: closed loop industrial ecosystems and the geography of US international recyclable material flows 1995-2005. *Geographical Journal*, 175(4), 286-300.
- McKenna, R., Reith, S., Cail, S., Kessler, A., & Fichtner, W. (2013). Energy savings through direct secondary reuse: an exemplary analysis of the German automotive sector. *Journal of Cleaner Production*, 52, 103-112.
- McMillan, C. A., Skerlos, S. J., & Keoleian, G. A. (2012). Evaluation of the metals industry's position on recycling and its implications for environmental emissions. *Journal of Industrial Ecology*, 16(3), 324-333.
- Menard, Y. (2022). Le recyclage des métaux en France : que fait-on aujourd'hui ? *Géosciences*(26), 26-31.
- Milford, R. L., Allwood, J. M., & Cullen, J. M. (2011). Assessing the potential of yield improvements, through process scrap reduction, for energy and CO2 abatement in the steel and aluminium sectors. *Resources, Conservation & Recycling*, 55(12), 1185-1195.
- Ministère de la transition écologique (MTECT). (2022, Avril 28). *Différentes catégories de déchets*. Récupéré sur Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT): <https://www.ecologie.gouv.fr/differentes-categories-dechets>
- Moraga, G., Huysveld, S., De Meester, S., & Dewulf, J. (2021). Development of circularity indicators based on the in-use occupation of materials. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123889.
- Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., . . . Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation & Recycling*, 146, 452-461.
- Mudd, G. M., & Boger, D. V. (2013). The ever growing case for paste and thickened tailings - towards more sustainable mine waste management. *AusIMM Bulletin*, 2, 56-59.
- Mudd, G. M., Jowitt, S. M., & Werner, T. T. (2017). The world's by-product and critical metal resources part I: uncertainties, current reporting practices, implications and grounds for optimism. *Ore Geology Reviews*, 86, 924-938.
- Nakajima, K., Takeda, O., Miki, T., Matsubae, K., & Nagasaka, T. (2011). Thermodynamic analysis for the controllability of elements in the recycling process of metals. *Environmental Science & Technology*, 45(11), 4929-4936.
- Nakajima, K., Takeda, O., Miki, T., Matsubae, K., Nakamura, S., & Nagasaka, T. (2010). Thermodynamic analysis of contamination by alloying elements in aluminum recycling. *Environmental Science & Technology*, 44(14), 5594-5600.
- Nasr, N., & Thurston, M. (2006). Remanufacturing: A key enabler to sustainable product systems. *Rochester Institute of Technology*, 23, 15-18.
- Nuss, P., & Eckelman, M. J. (2014). Life cycle assessment of metals: a scientific synthesis. *PLOS One*, 9(7), e101298.
- OECD. (2013). *What have we learned about extended producer responsibility in the past decade? - A survey of the recent EPR economic literature*.
- OECD. (2016). *Extended producer responsibility - Updated guidance for efficient waste management*. OECD Publishing.
- Oguchi, M., Murakami, S., Sakanakura, H., Kida, A., & Kameya, T. (2011). A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources. *Waste Management*, 31(9-10), 2150-2160.

- Oguchi, M., Sakanakura, H., Terazono, A., & Takigami, H. (2012). Fate of metals contained in waste electrical and electronic equipment in a municipal waste treatment process. *Waste Management*, 32, 96-103.
- Ogunseitan, O. A. (2013). The Basel Convention and e-waste: translation of scientific uncertainty to protective policy. *The Lancet Global Health*, 1(6), e313-e314.
- Ogunseitan, O. A., Schoenung, J. M., Saphores, J. M., & Shapiro, A. A. (2009). The electronics revolution: from e-wonderland to e-wasteland. *Science*, 326(5953), 670-671.
- Oh, H. S., Kim, S. J., Odbadrakh, K., Ryu, W. H., Yoon, K. N., Mu, S., . . . Park, E. S. (2019). Engineering atomic-level complexity in high-entropy and complex concentrated alloys. *Nature Communications*(10), 2090.
- Olivetti, E. A., & Cullen, J. M. (2018). Toward a sustainable materials system. *Science*, 360(6396), 1396-1398.
- PACE, & World Economic Forum (WEF). (2019). *A new circular vision for electronics - Time for a global reboot*. World Economic Forum (WEF).
- Packard, V. (1961). *The Waste Makers*. David McKay Co, NY.
- Paraskevas, D., Kellens, K., Dewulf, W., & Duflou, J. R. (2015). Environmental modelling of aluminium recycling: a Life Cycle Assessment tool for sustainable metal management. *Journal of Cleaner Production*, 105, 357-370.
- Pauliuk, S., Fishman, T., Heeren, N., Berrill, P., Tu, Q., Wolfram, P., & Hertwich, E. G. (2021). Linking service provision to material cycles: A new framework for studying the resource efficiency–climate change (RECC) nexus. *Journal of Industrial Ecology*, 25(2), 260-273.
- Poinssot, C. (2023, Octobre). Économie circulaire : le recyclage ne fera pas tout ! *La Jaune et la Rouge*. Récupéré sur <https://www.lajauneetlarouge.com/economie-circulaire-le-recyclage-ne-fera-pas-tout/>
- Pollock, T. M., & Van der Ven, A. (2019). The evolving landscape for alloy design. *MRS Bulletin*, 44(4), 238-246.
- Potting, J., Hekkert, M. P., Worrell, E., & Hanemaaijer, A. (2017). *Circular economy: measuring innovation in the product chain - Policy report*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Priester, M., Ericsson, M., Dolega, P., & Löf, O. (2019). Mineral grades: an important indicator for environmental impact of mineral exploitation. *Mineral Economics*, 32, 49-73.
- Raabe, D. (2023). The materials science behind sustainable metals and alloys. *Chemical Reviews*, 123(5), 2436-2608.
- Raabe, D., Ponge, D., Uggowitzer, P. J., Roscher, M., Paolantonio, M., Liu, C., . . . Pogatscher, S. (2022). Making sustainable aluminum by recycling scrap: The science of "dirty" alloys. *Progress in Materials Science*, 128, 100947.
- Raabe, D., Tasan, C. C., & Olivetti, E. A. (2019). Strategies for improving the sustainability of structural metals. *Nature*, 575(7781), 64-74.
- Rammelt, C. F., & Crisp, P. (2014). A systems and thermodynamics perspective on technology in the circular economy. *Real-World Economics Review*, 68, 25-40.
- Rankin, J. (2012). Energy Use in Metal Production. Dans *Proceedings of the High Temperature Processing Symposium* (pp. 7-9). Swinburne University of Technology.
- Rao, M. D., Singh, K. K., Morrison, C. A., & Love, J. B. (2020). Challenges and opportunities in the recovery of gold from electronic waste. *Royal Society of Chemistry Advances*, 10, 4300-4309.

- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008a). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 290-300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008b). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 374-388.
- Reck, B. K., & Graedel, T. E. (2012). Challenges in metal recycling. *Science*, 337(6095), 690-695.
- Record. (2014). *Valorisation énergétique des résidus de broyage des véhicules hors d'usage, procédés et analyse technico-économique. Situation en France et en Europe*. Étude n°12-0235/1A.
- Reuter, M. A. (2016). Digitalizing the circular economy: Circular economy engineering defined by the metallurgical internet of things. *Metallurgical and Materials transactions B*, 47B, 3194-3220.
- Reuter, M. A., & van Schaik, A. (2016). Strategic metal recycling: adaptive metallurgical processing infrastructure and technology are essential for a Circular Economy. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 82, 62-66.
- Reuter, M. A., van Schaik, A., & Ballester, M. (2018). Limits of the circular economy: Fairphone modular design pushing the limits. *World of Metallurgy - ERZMETALL*, 71(2), 68-79.
- Reuter, M. A., van Schaik, A., & Gediga, J. (2015). Simulation-based design for resource efficiency of metal production and recycling systems: Cases-copper production and recycling, e-waste (LED lamps) and nickel pig iron. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(5), 671-693.
- Reuter, M. A., van Schaik, A., Gutzmer, J., Bartie, N., & Abadías-Llamas, A. (2019). Challenges of the circular economy: a material, metallurgical, and product design perspective. *Annual Review of Materials Research*, 49, 253-274.
- Rombach, G. (2006). Limits of metal recycling. Dans A. Gleich, R. U. Ayres, & S. Gößling-Reisemann, *Sustainable Metals Management - Securing Our Future - Steps Towards a Closed Loop Economy* (pp. 295-312). Springer.
- Rötzer, N., & Schmidt, M. (2018). Decreasing metal ore grades - Is the fear of resource depletion justified? *Resources*, 7(4), 88.
- Samuelsson, C., & Björkman, B. (2014). Copper Recycling. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 85-94). Elsevier.
- Sánchez, F., & Hartlieb, P. (2020). Innovation in the mining industry: technological trends and a case study of the challenges of disruptive innovation. *Mining, Metallurgy & Exploration*, 37(5), 1385-1399.
- Schäfer, P., & Schmidt, M. (2020a). Discrete-point analysis of the energy demand of primary versus secondary metal production. *Environmental Science & Technology*, 54(1), 507-516.
- Schäfer, P., & Schmidt, M. (2020b). Supporting Information - Discrete-point analysis of the energy demand of primary versus secondary metal production. *Environmental Science & Technology*, S1-S58.
- Schäfer, P., & Schmidt, M. (2021). Model-based analysis of the limits of recycling for its contribution to climate change mitigation. *Sustainability Nexus Forum*, 29, 65-75.
- Shanks, W. P., Kimball, B. E., Tolcin, A. C., & Guberman, D. E. (2017). Germanium and Indium, Chapter I. Dans K. J. Schulz, J. H. DeYoung, R. R. Seal, & D. C. Bradley, *Critical mineral*

- resources of the United States - Economic and environmental geology and prospects for future supply* (pp. 11–127). U.S. Geological Survey: Professional Paper 1802.
- Steinhilper, R., & Weiland, F. (2015). Exploring new horizons for remanufacturing an up-to-date overview of industries, products and technologies. *Procedia CIRP*, 29, 769-773.
- Stevens, A., Huisman, J., Wang, F., Li, J., Li, B., & Duan, H. (2013). Take back and treatment of discarded electronics: a scientific update. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 7(4), 475-482.
- Sundin, E., & Bras, B. (2005). Making functional sales environmentally and economically beneficial through product remanufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 13(9), 913-925.
- SystExt. (2017). *Animation en ligne | Des métaux dans mon smartphone ?* Récupéré sur SystExt: <https://www.systext.org/node/1724>
- SystExt. (2020). *Outil | Métaux, boulot, dodo.* Récupéré sur SystExt: <https://www.systext.org/node/1611>
- SystExt. (2021). *Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 1 · Caractère prédateur et dangereux · Techniques minières · Déversements volontaires en milieux aquatiques · Anciens sites miniers.*
- SystExt. (2022). *Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 2. Tome 1 · Exploration et exploitation minières en eaux profondes.*
- SystExt. (2023). *Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 2. Tome 2 · Meilleures pratiques et mine "responsable".*
- Talens Peiró, L., Méndez, G. V., & Ayres, R. U. (2013). Material flow analysis of scarce metals: Sources, functions, end-uses and aspects for future supply. *Environmental Science & Technology*, 47(6), 2939-2947.
- Tanskanen, P. (2013). Management and recycling of electronic waste. *Acta Materialia*, 61(3), 1001-1011.
- Tercero Espinoza, L. A., & Soulier, M. (2017). *Defining regional recycling indicators for metals: An extension of global recycling indicators to regional systems with open boundaries.* Working Paper Sustainability and Innovation (No. S04/2017).
- Tesfaye, F., Lindberg, D., Hamuyuni, J., Taskinen, P., & Hupa, L. (2017). Improving urban mining practices for optimal recovery of resources from e-waste. *Minerals Engineering*, 111, 209-221.
- The Aluminum Association. (2018). *International alloy designations and chemical composition limits for wrought aluminum and wrought aluminum alloys.* The Aluminum Association, Inc.
- Thompson, D. L., Hartley, J. M., Lambert, S. M., Shiref, M., Harper, G. D., Kendrick, E., . . . Abbott, A. P. (2020). The importance of design in lithium ion battery recycling - a critical review. *Green Chemistry*, 22(22), 7585-7603.
- Truttmann, N., & Rechberger, H. (2006). Contribution to resource conservation by reuse of electrical and electronic household appliances. *Resources, Conservation & Recycling*, 48(3), 249-262.
- Tukker, A. (2015). Product services for a resource-efficient and circular economy - a review. *Journal of Cleaner Production*, 97, 76-91.
- Turner, D. A., Williams, I. D., & Kemp, S. (2015). Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials. *Resources, Conservation & Recycling*, 105, 186-197.
- U.S. Geological Survey (USGS). (2024). *Mineral commodity summaries 2024.* U.S. Geological Survey.

- Ueberschaar, M. (2017). *Assessing recycling strategies for critical raw materials in waste electrical and electronic equipment*. Institut für Technischen Umweltschutz, Technische Universität Berlin.
- Ueberschaar, M., Schlummer, M., Jalalpoor, D., Kaup, N., & Rotter, V. S. (2017). Potential and recycling strategies for LCD panels from WEEE. *Recycling*, 2(1), 7.
- UICN. (2021). *WCC 2020 Res 121 · Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité*. Récupéré sur IUCN Library System: <https://portals.iucn.org/library/node/49793>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2010). *Metal stocks in society - Scientific synthesis. A report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*. Graedel, T.E.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2011). *Recycling Rates of Metals - A status Report. A report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*. Graedel, T.E.; Allwood, J.; Birat, J.-P.; Reck, B.K.; Sibley, S.F.; Sonnemann, G.; Buchert, M.; Hagelüken, C.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2013). *Metal recycling: opportunities, limits, infrastructure. A report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*. Reuter, M. A.; Hudson, C.; van Schaik, A.; Heiskanen, K.; Meskers, C.; Hagelüken, C.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2016). *Resource efficiency: potential and economic implications. A report of the International Resource Panel*. Ekins, P., Hughes, N., et al.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2024). *Global Resources Outlook 2024: Bend the trend - Pathways to a liveable planet as resource use spikes*. International Resource Panel.
- Van Beukering, P. J., & Van den Bergh, J. C. (2006). Modelling and analysis of international recycling between developed and developing countries. *Resources, Conservation & Recycling*, 46(1), 1-26.
- Van der Voet, E., van Egmond, L., Kleijn, R., & Huppes, G. (1994). Cadmium in the European community: a policy-oriented analysis. *Waste Management & Research*, 12(6), 507-526.
- Van der Voet, E., Van Oers, L., Verboon, M., & Kuipers, K. (2018). Environmental implications of future demand scenarios for metals: methodology and application to the case of seven major metals. *Journal of Industrial Ecology*, 23(1), 141-155.
- Van Oers, L., Guinée, J. B., Heijungs, R., Schulze, R., Alvarenga, R. A., Dewulf, J., . . . Escobar Torres, J. M. (2020). Top-down characterization of resource use in LCA: from problem definition of resource use to operational characterization factors for dissipation of elements to the environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 2255-2273.
- Van Schaik, A., & Reuter, M. A. (2012). Shredding, sorting and recovery of metals from WEEE: linking design to resource efficiency. Dans V. Goodship, A. Stevels, & J. Huisman, *Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Handbook. Second Edition* (pp. 163-211). Woodhead Publishing.
- Van Schaik, A., & Reuter, M. A. (2014). Material-centric (aluminium and copper) and product-centric (cars, WEEE, TV, lamps, batteries, catalysts) recycling and DfR rules. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 307-378). Elsevier.
- Van Schaik, A., & Reuter, M. A. (2016). Recycling indices visualizing the performance of the circular economy. *World of Metallurgy - ERZMETALL*, 69(4), 5-20.
- Veit, R. (2014). *Evolution of producer responsibility and product stewardship*. StEP EWAS E-waste Academy - Scientists Edition. Sagis.

- Verhoef, E. V., Dijkema, G. P., & Reuter, M. A. (2004). Process knowledge, system dynamics, and metal ecology. *Journal of Industrial Ecology*, 8(1-2), 23-43.
- Vidal, O. (2018). Ressources minérales, progrès technologique et croissance. *Temporalités [En ligne]*, 28.
- Werner, T. T., Ciacci, L., Mudd, G. M., Reck, B. K., & Northey, S. A. (2018). (2018). Looking down under for a circular economy of indium. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 2055-2062.
- Werner, T. T., Mudd, G. M., & Jowitt, S. M. (2017). The world's by-product and critical metal resources part III: A global assessment of indium. *Ore Geology Reviews*, 86, 939-956.
- World Gold Council. (2022). *Gold Demand Trends - Full Year and Q4 2021*. World Gold Council.
- Worrell, E., & Reuter, M. A. (2014). Recycling: A Key Factor for Resource Efficiency. Dans E. Worrell, & M. A. Reuter, *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (pp. 3-8). Elsevier.
- Zeng, X., Yang, C., Chiang, J. F., & Li, J. (2017). Innovating e-waste management: From macroscopic to microscopic scales. *Science of the Total Environment*, 575, 1-5.
- Zhang, G., Yuan, X., He, Y., Wang, H., Zhang, T., & Xie, W. (2021). Recent advances in pretreating technology for recycling valuable metals from spent lithium-ion batteries. *Journal of Hazardous Materials*, 406, 124332.
- Zhang, K., Wu, Y., Wang, W., Li, B., Zhang, Y., & Zuo, T. (2015). Recycling indium from waste LCDs: A review. *Resources, Conservation & Recycling*, 104, 276-290.
- Zhou, L.-F., Yang, D., Du, T., Gong, H., & Luo, W.-B. (2020). The current process for the recycling of spent lithium ion batteries. *Frontiers in Chemistry*, 8, 578044.
- Zimmermann, T., & Gößling-Reisemann, S. (2013). Critical materials and dissipative losses: A screening study. *Science of the Total Environment*, 461-462, 774-780.
- Zink, T., & Geyer, R. (2017). Circular economy rebound. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 593-602.