

Chapitre 3 : Recycler

**Vers une utilisation responsable des terres rares
tout au long de leur cycle de vie**

Rapport de l'expertise scientifique collective

Table des matières du chapitre 3

3	RECYCLER	241
3.1	L'institutionnalisation du recyclage	245
3.1.1	Le recyclage des objets contenant des ETR : aspects systémiques	247
3.1.1.1	Chaînes de valeur et modèles de recyclage : vers une circularité coordonnée	247
3.1.1.2	La responsabilité élargie du producteur et l'enrôlement du consommateur	249
3.1.1.3	La problématique rentabilité du recyclage des ETR	251
3.1.1.4	Les métriques de performance	251
3.1.1.5	Expliquer le faible recyclage des terres rares	253
3.1.2	Le cadre juridique applicable au recyclage des terres rares en France et en Europe	255
3.1.2.1	Place du recyclage au sein de la « hiérarchie des déchets »	255
3.1.2.2	La liste et la classification des déchets : l'invisibilité des éléments de terres rares	259
3.1.2.3	Construire une traçabilité des terres rares dans les produits et déchets.	261
3.1.2.4	Le rôle de la REP : un dispositif non encore stabilisé	266
3.1.2.5	L'enjeu de la collecte	269
3.1.3	La problématique des terres rares : un révélateur des limites et opportunités du recyclage ?	272
3.1.3.1	Le recyclage : frein à la mise en place d'une approche de sobriété ?	272
3.1.3.2	Donner plus de normativité à la notion de cycle de vie pour penser l'ensemble des impacts environnementaux liés à l'usage des terres rares	274
3.2	Organisation concrète et étapes du recyclage	277
3.2.1	Stocks et gisements	278
3.2.1.1	Évaluer les stocks d'ETR contenus dans les objets	278
3.2.1.2	Transformer les stocks en gisements	280
3.2.1.3	Quelle contribution le recyclage peut-il faire aux approvisionnements?	283
3.2.2	Tête de procédés	285
3.2.2.1	Démontage/Démantèlement	286
3.2.2.2	Prétraitements des matériaux d'ETR	299
3.2.3	Cœur de procédé	308
3.2.3.1	Pyrométallurgie	308
3.2.3.2	Hydrométallurgie	311
3.2.3.4	Biohydrométallurgie	335
3.3	Aspects transverses	350
3.3.1	Risques et impacts environnementaux	350
3.3.2	Analyse de cycle de vie : applications aux ETR	353
3.3.3	Perspectives de recherche	356
3.4	Liste des références du chapitre 3	358

3 Recycler

Le recyclage est une des composantes majeures de l'économie circulaire. Les revues de littérature et de pratiques sur le recyclage des ETR identifient classiquement trois sources possibles de matières pour les actions de recyclage : les résidus de fabrication, les produits en fin de vie et les déchets industriels et miniers (Binnemans et al., 2013). Pris ensemble, ces objets constituent une source secondaire (à la différence des sources primaires qui sont extraites du sous-sol).

Ce chapitre se focalise sur les deux premières sources (résidus de fabrication et produits en fin de vie, les déchets industriels et miniers étant traités dans le chapitre suivant). Par ailleurs, l'ensemble des produits en fin de vie constitue ce que l'on appelle « la mine urbaine » (Figure 3.1). La littérature publiée sur les ETR dans la mine urbaine se concentre généralement sur trois types d'objets : les déchets électriques et électroniques (DEEE), la catégorie de déchets dont la production augmente le plus rapidement au niveau mondial (X. Pan et al., 2022; Shittu et al., 2021) ; les éoliennes ; et les véhicules électriques. Il existe par ailleurs une littérature portant sur des filières de recyclage ayant existé (notamment celle des lampes fluocompactes).

POTENTIELLES SOURCES D'ETR : QUANTITÉS D'ETR DANS LES OBJETS GÉNÉRÉS EN 2020 DANS LE MONDE

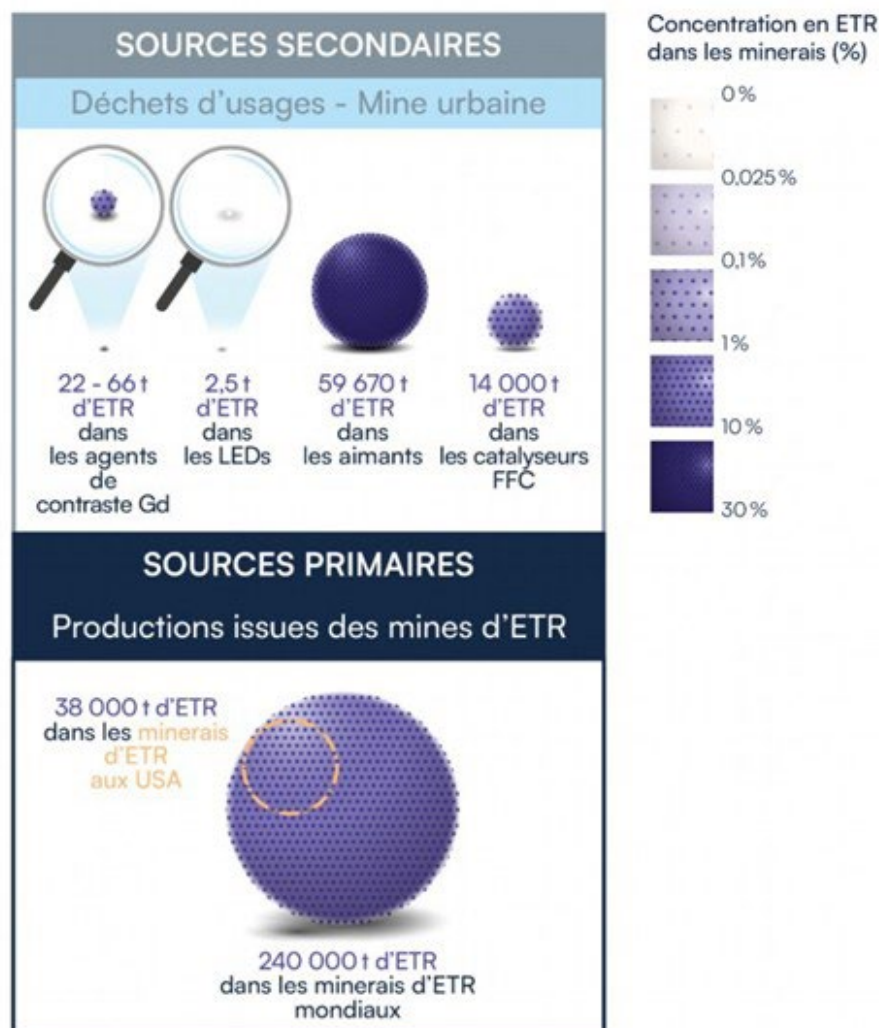


Figure 3.1 Comparaison de la quantité d'ETR présente dans les objets générés en 2020 dans le monde (qui peuvent constituer des mines urbaines) avec la quantité d'ETR présente dans les roches extraites des mines d'ETR en 2020. Si la masse d'aimants générés en 2020 est similaire à celle des LED (170 000 et 114 000 t), la forte concentration en ETR des aimants (26,6% face à 0.022% pour les LED) en fait une source d'ETR bien plus conséquente.

Malgré leur caractère critique, le recyclage des ETR n'est pas aujourd'hui une réalité économique et industrielle (Garcier & Verrax, 2017). Au niveau mondial, moins de 1% sont recyclés. Ce chiffre stagne depuis le début des années 2010 (Du & Graedel, 2011a; Graedel et al., 2015; Nassar et al., 2015). La production primaire excède largement les apports du recyclage dans tous les pays du monde, qu'il s'agisse des pays ayant des gisements d'ETR comme la Chine (Ge et al., 2022) ou des pays n'en disposant pas. L'ouverture en 2025 de plusieurs usines dédiées au recyclage des ETR en Europe ne permet pas encore d'influencer la tendance, bien qu'elle témoigne du développement d'initiatives visant à remédier au faible taux de recyclage.

Le tableau ci-dessous met en perspective les taux de recyclage de certaines terres rares (Rare Earth Oxides, REO) avec le taux de recyclage d'autres métaux critiques.

Tableau 3-1 Estimation du taux de recyclage des métaux contenus dans les produits en fin de vie (EOL-RR). Selon les données de (Andeobu et al., 2021).

Matériau	Europe	États-Unis	Monde	Matériau	Europe	États-Unis	Monde
Aluminium	35%	30%	> 50%	Lithium	0%	0%	< 1%
Antimoine	11–20%	N/A	1–10%	Magnésium	14–33%	23%	25–50%
Béryllium	< 19%	25%	< 1%	Manganèse	19–25%	N/A	> 50%
Chrome	13%	34%	> 50%	Molybdène	17–30%	30%	25–50%
Cobalt	16–68%	28%	> 50%	Nickel	32–56%	45%	> 50%
Cuivre	20–47%	32%	> 50%	PGM	35%	N/A	60–70%
Gallium	0%	0%	< 1%	ETR	1%	0%	< 1%
Germanium	0%	N/A	< 1%	Rhénium	13%	N/A	> 50%
Indium	0.3%	N/A	< 1%	Argent	16–50%	15%	> 50%
Fer/Acier	22–56%	N/A	> 40%	Tellure	< 10%	0%	< 1%
Plomb	N/A	69%	> 50%	Zinc	8–35%	37%	> 50%

Étudier les raisons du faible développement du recyclage des ETR est important, étant donné la part qu'il pourrait prendre au soutien à leur production primaire (Jowitt et al., 2018). Même si le recyclage ne peut pas couvrir la totalité des besoins dans un contexte de demande croissante, il peut permettre de différer dans le temps le recours à de nouvelles ressources minières. À titre d'illustration, la consommation de dysprosium primaire pourrait croître à l'échelle mondiale d'un facteur de 10 à 30 d'ici 2050 par rapport à 2011. Ce facteur serait divisé par 1,5 ou 2 avec la mise en œuvre du recyclage (Hoenderdaal et al., 2013). Mais comment l'organiser, le susciter ? Quels sont les verrous qui entravent son plein développement ?

Les raisons du non-recyclage sont multiples, car le recyclage est une **réalité systémique**, qui se trouve sous le contrôle de multiples facteurs (Ganguli & Cook, 2018) : Van Nielen et al., dans leur étude systématique, en dénombrent pas moins de 113 (van Nielen et al., 2022). Ces facteurs sont technologiques, mais aussi sociaux et économiques (Hagelüken et al., 2016). En termes de technologies de recyclage, rares sont les méthodes performantes permettant de récupérer les terres rares contenues dans des déchets métallifères anthropogéniques. Leur composition n'est en effet en rien semblable à celle des minerais pour lesquels les technologies classiques existantes ont été développées. De plus, la composition chimique d'un produit en fin de vie peut varier significativement et rapidement en fonction de la succession des générations de produits, ce qui rend nécessaire le développement de procédés très versatiles. Cette variabilité introduit des difficultés pour organiser des filières de recyclage rentables, d'autant que d'un point de vue juridique, il manque actuellement des normes nationales et internationales prenant suffisamment en compte les spécificités du recyclage des terres rares pour initier une dynamique d'économie circulaire à l'échelle de l'économie entière (Binnemans et al., 2021). Il faut en effet distinguer entre une économie circulaire en circuit fermé (*closed-loop circularity*), dans laquelle les matériaux restent dans un système industriel localisé, et une économie circulaire ouverte, dans laquelle les flux de matière sortent du système considéré ou ne sont jamais totalement bouclés. On parle alors d'économie « en spirale » (Valero et al., 2023). Dans cette dernière configuration, le recours à l'économie circulaire ne permet pas de résoudre les enjeux de souveraineté ou de criticalité du point de vue de l'acteur considéré

(Cimprich et al., 2023; Santillán-Saldivar et al., 2021). Répondre à ces défis techniques, économiques et normatifs constitue un enjeu fort, sur lequel la littérature donne des éclairages.

Dans les développements à venir, nous allons aborder les questions liées à l'institutionnalisation de pratiques de recyclage des terres rares (I). Nous ferons un tour d'horizon du droit existant avant d'aborder les freins et pistes de solution pour mettre en place des normes et incitations économiques susceptibles de créer une dynamique d'ampleur : actuellement, les politiques publiques cherchent davantage à développer et diversifier l'extraction primaire qu'à encourager le recyclage. Nous verrons dans un second temps comment la littérature scientifique aborde les grandes étapes du recyclage en montrant les techniques les plus innovantes et prometteuses en la matière (II). Comme nous le verrons, le recyclage peut en effet se décliner techniquement en quatre étapes : (i) transformation du stock d'objets à recycler en gisement exploitable, (ii) tête de procédé (démontage/désassemblage), (iii) cœur du procédé (enrichissement des métaux) et (iv) fin de procédé (conversion et mise en forme). Chacune de ces étapes fait appel à des technologies qui peuvent contribuer à mettre en œuvre des procédés propres et sûrs, consommant moins d'énergie et de matières premières, en s'affranchissant de l'utilisation de réactifs toxiques tout en restant économiquement viables. Nous verrons dans un troisième temps les questions scientifiques laissées pour le moment en suspend dans la littérature auxquelles de futures recherches devraient répondre afin que la science puisse encore davantage éclairer l'action publique pour améliorer le recyclage des terres rares.

Commentaires sur la qualité du corpus

La recherche académique se concentre très peu sur le recyclage des terres rares en tant que telles. La majorité des articles concernent les objets qui contiennent des terres rares, principalement les déchets d'objets électriques et électroniques (DEEE), appelés dans la littérature anglo-saxonne les « Waste electric and electronic equipment » (WEEE). De cette littérature qui s'intéresse plus largement à l'économie circulaire et au recyclage, un grand nombre de conclusions peuvent être tirées pour comprendre comment améliorer le recyclage des terres rares. Nous verrons néanmoins en conclusion que le focus non spécifique sur les terres rares laisse des questions importantes en suspens, ce qui appelle la nécessité de produire d'autres études pour affiner la compréhension systémique du phénomène.

3.1 L'institutionnalisation du recyclage

L'essentiel

L'enjeu principal du recyclage est la transformation des stocks d'objets techniques en gisement (de mine urbaine), c'est-à-dire au développement de la collecte et du tri des objets.

En l'absence d'incitation économique de la part du marché (confronté à de fortes oscillations du prix néfastes aux investissements industriels), le développement du recyclage repose sur la possibilité de développer des obligations juridiques (mais avec quelles métriques ?).

Le recyclage n'est pas à même d'assurer une couverture entière des besoins en ETR dans le cadre d'une demande toujours croissante, même s'il permet de répondre à certaines demandes tout en minimisant le « *balance problem* ».

Le recyclage est souvent approché par deux entrées : une entrée technologique centrée sur les procédés, qui laisse espérer que tout peut être recyclé (Franco & Groesser, 2021) et une entrée psychologique, qui analyse la propension variable du consommateur à recycler (M. T. Islam et al., 2020; Md. T. Islam et al., 2016; Nixon et al., 2009; Q. Song et al., 2012; J. Yin et al., 2014). Cette approche occulte la myriade de facteurs qui font du recyclage une *réalité systémique* (Hagelüken et al., 2016; Pajunen et al., 2016).

D'abord, il faut distinguer plusieurs étapes dans le processus de recyclage : une étape de *collecte* des objets à recycler, ce qui suppose l'implication ou l'enrôlement des consommateurs, des fabricants, des revendeurs et des pouvoirs publics pour rassembler et caractériser (trier) les objets. Le *démantèlement* est une deuxième phase, où les éléments d'intérêt sont séparés du reste de l'objet et font généralement l'objet d'une classification. La troisième phase est le *pré-traitement*, qui peut inclure des interventions physiques (broyage par exemple), préalables à la quatrième étape, l'*extraction* par différentes méthodes (S. Zhang et al., 2017).

Ensuite, le recyclage est le produit du jeu de facteurs qui interagissent de manière dynamique (Govindan & Hasanagic, 2018; W. Liu et al., 2024). Dans leur revue de littérature sur les facteurs et les entraves au développement de l'économie circulaire et au recyclage, Govindan et al. identifient 13 drivers, 34 pratiques (ou interventions) et 39 verrous ou barrières, portés par 5 types d'acteurs, en plus des compagnies elles-mêmes : les clients, les employés, les actionnaires, le gouvernement et la société ou les ONG. La conclusion de l'article est que le gouvernement a un rôle central pour faire advenir l'économie circulaire, celle-ci supposant un coût d'entrée relativement important que les acteurs industriels sont peu enclins à supporter (Govindan & Hasanagic, 2018). Pour simplifier, on peut répartir les facteurs pesant sur le recyclage entre facteurs internes et facteurs externes.

Les **facteurs internes** désignent tout ce qui ressort du produit recyclé lui-même : la complexité ou l'hétérogénéité du produit, qui vont rendre son désassemblage plus ou moins compliqué (Babbitt et al., 2021); la présence ou l'absence de substances dangereuses (Gómez et al., 2023) ; la nature (et la valeur) des matériaux qu'il contient et en quelle concentration ou quantité (Nikulski et al., 2021). Graedel et al. remarquent, par exemple, qu'il est intéressant de limiter les alliages à faible concentration d'ETR dans les objets technologiques, car ils rendent le coût du recyclage prohibitif (Graedel et al., 2022).

Les **facteurs externes** relèvent eux de l'infrastructure matérielle, économique et juridique pour le recyclage : les dispositifs de collecte, les incitations ou modèles économiques (consigne, par exemple),

le type de *business model* dans lequel l'objet est inséré (produits de grande consommation ou produits destinés à l'industrie), la législation sur les objets en fin de vie et les déchets, et enfin, les pratiques sociales — par exemple, les usages, la vie sociale de l'objet (par ex., est-il susceptible de faire l'objet de dons entre consommateurs ?) et la mobilisation des consommateurs en faveur du recyclage (Afroz et al., 2020; Hagelüken et al., 2016).

L'institutionnalisation du recyclage désigne **l'ensemble des initiatives politiques et juridiques adoptées par les acteurs afin de peser sur les facteurs externes**. En sociologie, « instituer » se réfère au processus par lequel des pratiques sociales, des normes ou des valeurs deviennent des institutions, c'est-à-dire des structures durables et reconnues au sein d'une société (éventuellement, par le droit). L'institutionnalisation du recyclage est nécessaire pour qu'il prenne une certaine ampleur, l'effectivité du recyclage dépendant largement des politiques mises en œuvre (Z. Yin et al., 2022) et en particulier, des incitations fournies aux différents acteurs pour qu'ils mettent en œuvre des stratégies d'économie circulaire (Machacek et al., 2017). La littérature la plus stimulante rappelle ainsi que le recyclage n'a aucun caractère d'évidence : Kama, par exemple, explique que la transformation des déchets électriques et électroniques en ressource économique au sein de l'UE est une opération politique, qui affirme l'importance de sécuriser certains approvisionnements en matière en confinant la circulation des flux de déchets à l'intérieur des frontières européennes (directive-cadre déchets, 2008). Le recyclage, dans sa motivation comme dans ses formes (par exemple de territorialisation ou de hiérarchisation des matières), ne répond donc à aucune nécessité, ni technique, ni naturelle : il s'agit d'une opération économique qui est « induite politiquement » (K. Kama, 2015, p. 18). Et Rademaker rappelle que la motivation première du recyclage des ETR est la réduction de la criticalité (Rademaker et al., 2013). Il faut en tous cas distinguer la faisabilité technique du recyclage de sa réalisation concrète : ce n'est pas parce qu'un procédé technique existe qu'il va nécessairement être utilisé et passer à une échelle industrielle. Ce n'est pas non plus parce qu'une filière de recyclage existe qu'elle collectera la totalité des objets éligibles.

Pour créer les conditions de possibilité (y compris économiques) du recyclage, il faut donc peser sur les facteurs externes et pas simplement analyser la faisabilité technique du recyclage. La question de la scénarisation de la prise en charge des objets en fin de vie est abordée par Linton et Yeomans, qui montrent l'importance des scénarios pour dimensionner les réglementations et les infrastructures de recyclage (Linton & Yeomans, 2003).

L'institutionnalisation du recyclage comprend alors plusieurs dimensions :

- une dimension juridique : la création d'un cadre juridique qui comporte des obligations en termes de recyclage : quantités, niveau de performance, géographie ;
- une dimension politique : le développement de politiques publiques visant à faciliter, encourager ou rendre obligatoire le recyclage, par exemple en mettant en place des incitations fiscales ou économiques ;
- une dimension techno-économique : la création d'infrastructures matérielles pour le recyclage. Il existe bien sûr des formes informelles de recyclage (notamment dans les pays émergents) ;
- une dimension socio-culturelle : le développement d'une "culture du recyclage", qui encourage le geste de tri et la prise de conscience des consommateurs et des fabricants (Yadav et al., 2022).

3.1.1 Le recyclage des objets contenant des ETR : aspects systémiques

Le recyclage appartient aux stratégies d'économie circulaire, dont il constitue l'aspect le plus connu. Il repose sur la création d'une « logistique inversée » (*reverse logistics*), c'est-à-dire une inversion des flux de matière et d'information par rapport à la production d'objets (Douet, 2018; Govindan et al., 2015; Isernia et al., 2019; Sroufe, 2013). L'organisation de ces flux est réalisée grâce à des infrastructures techniques, des règles juridiques, des politiques publiques, des dispositifs de concertation entre acteurs (Kumar & Putnam, 2008; S. Zhang et al., 2017) — en particulier, la mise en place de filières de Responsabilité Elargie du Producteur (REP).

3.1.1.1 Chaînes de valeur et modèles de recyclage : vers une circularité coordonnée

La majeure partie de la littérature sur le recyclage des ETR l'aborde de manière indirecte, en évoquant la question du recyclage des déchets électriques et électroniques (D3E) qui contiennent des ETR (Ahirwar & Tripathi, 2021; Bressanelli et al., 2020; Eric et al., 2008). Cela est dû, pour partie, au rythme de croissance de la production des D3E, trois fois supérieur au rythme de croissance des autres types de déchets. Par exemple, entre 2010 et 2019, la production de D3E par habitant a augmenté de 37%. Un peu moins d'un quart des D3E mondiaux sont produits en Europe (Barbosa Botelho Jr et al., 2023),

Les revues de littérature sur le recyclage des déchets électriques et électroniques signalent la complexité des systèmes de recyclage, à la fois dans leur conception, leur opérationnalisation et leur fonctionnement (Islam & Huda, 2018). Dès 2011, Ongondo et al. remarquaient qu'il existe un décalage entre l'augmentation des flux de déchets et l'inadéquation de leur prise en charge, par exemple du point de vue du cadre juridique (Ongondo et al., 2011) : les choses ont évolué depuis (R. A. Patil & Ramakrishna, 2020), notamment avec la mise en œuvre de nouvelles politiques européennes pour le développement de la consigne et du recyclage (Cesaro et al., 2018) — cf *infra*. Ces politiques et réglementations ont eu une incidence sur les pratiques de recyclage au sein du marché commun, mais informent également les pratiques et les produits en Asie, d'où proviennent une part importante des produits électroniques (M. Kama & Shiratori, 2016). Les retours d'expérience provenant d'autres pays du Nord global (par exemple les USA) montrent la variabilité locale et la sensibilité des systèmes de recyclage aux réglementations (Schumacher & Agbemabiese, 2019, 2021).

La littérature permet d'élucider, à partir de cas nationaux, les ressorts et l'organisation concrète des filières de recyclage, que celui-ci soit formel (Danieli Braun Vargas et al., 2024; H. Huang et al., 2020; W. Wang et al., 2017) ou informel (Gong et al., 2024; Pandey & Govind, 2014; Tong et al., 2018). Manhart, bien que se plaçant dans un cadre général, non confiné aux ETR, insiste sur la nécessaire coopération internationale, combinant prétraitement manuel dans les pays en développement et raffinage industriel dans les pays du Nord, afin d'optimiser les coûts et de limiter les exportations illégales (Manhart, 2011). La littérature distingue cependant entre des systèmes de recyclage mondialisés et les systèmes de recyclage régionalisés (Zoeteman et al., 2010) — où les déchets sont traités plus près de leur lieu de production. C'est le système vers lequel tend aujourd'hui l'Union Européenne avec le Critical Raw Material Act (cf. *infra*). Par ailleurs, Xia et al., en se fondant sur les données douanières (COMTRADE et Chatham House), analysent la structuration géographique des flux de déchets de terres rares entre pays entre 2001 et 2020 (Q. Xia et al., 2024). Classés historiquement sous le code HS 811291 : "Rare earths/metals nes, unwrought/waste or scrap", ces flux de déchets de fabrication sont loin d'être nuls et

contredisent la vision classique d'un recyclage non-existant. Cela appellerait des recherches qualitatives plus approfondies. Les auteurs dressent cinq constats :

« Tout d'abord, l'ampleur mondiale du recyclage des terres rares est fluctuante [entre 2000-2010 et 2011-2020], ce qui est étroitement lié à l'évolution du commerce international de ces métaux.

Deuxièmement, la Chine est depuis toujours le plus grand importateur, tandis que les États-Unis jouent le rôle de principal relais sur le marché international du recyclage des terres rares, ayant supplanté les Philippines en tant que premier exportateur.

Troisièmement, les pays développés remplacent progressivement l'Asie de l'Est en tant que principaux importateurs dans le commerce du recyclage des terres rares, tandis que les pays en développement passent progressivement du statut d'importateurs à celui d'exportateurs. Cela contraste avec le schéma général défini par la géographie des déchets, dans lequel les pays développés jouent le rôle d'exportateurs, ce qui indique que le système commercial du recyclage des terres rares constitue un paradoxe classique de la géographie des déchets.

Quatrièmement, la hiérarchie mondiale du recyclage des terres rares est passée d'une structure unipolaire centrée sur les Philippines à une structure bipolaire centrée sur les États-Unis et le Brésil. La structure communautaire de ces deux groupes, l'Est et l'Ouest, se met progressivement en place. De plus, du point de vue de la dynamique spatiale, le système mondial de recyclage des terres rares a progressivement évolué, passant d'un modèle à deux pôles (Asie de l'Est et Amérique du Nord) à un système polycentrique dominé par l'Europe, les Amériques (États-Unis, Brésil) et l'Asie (Chine, Philippines, Japon).

Cinquièmement, la concurrence mondiale en matière d'importations de terres rares recyclées s'est progressivement déplacée de l'Asie vers l'Europe et les États-Unis, tandis que la concurrence en matière d'exportations s'est progressivement déplacée de l'Asie vers l'hémisphère occidentale, ce qui confirme encore davantage que le recyclage des terres rares constitue un paradoxe classique de la géographie des déchets. Enfin, bien que la Chine soit moins présente sur le marché du recyclage que sur celui du commerce des terres rares, la qualité du recyclage en Chine est supérieure à celle des autres principaux acteurs. » (Q. Xia et al., 2024, p. 14)

À l'échelle nationale et régionale, plusieurs études (Gu et al., 2018; Huiyun et al., 2019; Mazzarano, 2022; Qiu & Suh, 2019; Wakolbinger et al., 2014; Wan & Yang, 2024) montrent que les politiques efficaces en faveur du recyclage reposent sur un équilibre entre régulation, incitations économiques et innovation, et surtout sur la collaboration entre les différents acteurs de la chaîne. Sur la base d'un questionnaire envoyé à 800 entreprises, Peng, Tu et Wei montrent, par exemple, que l'efficacité des systèmes de recyclage des déchets électroniques repose largement sur les relations de confiance interpersonnelles entre acteurs du secteur (Peng et al., 2018). Les modèles centralisés pilotés par les fabricants, lorsqu'ils sont combinés à une responsabilité élargie du producteur (REP) — cf infra — offrent de meilleures performances de collecte et de traçabilité. D'autres innovations sont mentionnées dans la littérature. Par exemple, l'étude de Li et al. (2023), bien qu'appliquée aux batteries des véhicules électriques qui ne contiennent pas de terres rares, introduit une idée transposable : l'usage de systèmes d'incitation basés sur la blockchain et

des “tokens”. Ce mécanisme hybride combine incitations de marché et régulation publique, et pourrait être appliqué au recyclage des terres rares pour améliorer la transparence, la participation des consommateurs et la valorisation des flux recyclés (G. Li et al., 2023).

Enfin, les outils de planification multicritères proposés par (Yeh & Xu, 2013) ou Jin et al. (Jin, Byung Duk Song, et al., 2019) permettent d'optimiser simultanément les performances économiques et environnementales des réseaux logistiques. Ces approches s'inscrivent dans une logique de circularité coordonnée, où la collaboration entre producteurs, recycleurs, distributeurs et consommateurs devient un levier essentiel de réussite.

Pour autant, la littérature manque d'études utilisant des méthodologies qualitatives, qui permettent de décrire et de donner une appréciation fine des systèmes de recyclage existants et de comprendre leurs composantes sociales : elle se concentre sur la conception de systèmes de recyclage (Huiyun et al., 2019), l'analyse de la prise de décision et l'évaluation de leur performance globale. Dans leur analyse intrigante des relations entre l'exploitation de la mine urbaine et les objectifs de développement durable de l'ONU, Barbosa Botelho et al. remarquent par exemple que la contribution des activités de recyclage aux aspects sociaux de la durabilité est sous-explorée (Barbosa Botelho Jr et al., 2023). C'est particulièrement vrai pour ce qui concerne le recyclage des ETR, à propos desquels il existe peu de descriptions de filières et des pratiques concrètes de recyclage.

3.1.1.2 La responsabilité élargie du producteur et l'enrôlement du consommateur

La Responsabilité Élargie du Producteur (REP) désigne le principe éthique et les dispositifs concrets qui permettent d'impliquer le producteur d'une chose dans les modalités de son élimination. La REP est un mécanisme essentiel dans l'organisation actuelle des filières de recyclage. L'OCDE a identifié quatre grands types de dispositifs de REP (Murthy & Ramakrishna, 2022; R. A. Patil & Ramakrishna, 2020) :

1) La reprise physique (*product take-back*) : ce dispositif attribue la responsabilité de la gestion physique du déchet aux fabricants ou aux revendeurs, généralement en créant des objectifs de collecte ou de recyclage. La reprise peut être volontaire ou imposée.

2) La mise en place d'instruments économiques :

- *deposit-refund* : caution, remboursée lors du retour de l'objet
- *advance disposal fees* : charges d'élimination, payées d'avance par le consommateur
- *material tax* : taxe levée sur les ressources vierges pour encourager les producteurs à utiliser des ressources secondaires. La taxe sert à financer des filières de tri et de recyclage.
- *upstream combination tax/subsidy* (UCTS) : taxe levée sur les producteurs pour financer le traitement des déchets. Son niveau est fixé de telle sorte qu'elle doit constituer une incitation à modifier le design et le processus de fabrication des objets.

3) Les outils normatifs et les standards de performance (par exemple, les producteurs doivent utiliser une quantité minimale de matières recyclées)

4) Les outils d'information, principalement à destination des consommateurs (labels, campagnes d'informations). Dès 2003, Spengler analyse les conséquences de la REP sur la structuration des chaînes

de valeur du recyclage et de la gestion des déchets : il montre, sur la base d'un cas réel en Allemagne, comment la mise en œuvre d'une boucle de recyclage suppose l'échange d'informations entre les parties prenantes. Ces informations concernent : « product structures, reusable parts and modules, hazardous substances and recoverable materials » (Spengler, 2003, p. 2)

De manière générale, les papiers les plus anciens montrent que la conception et la mise en œuvre des dispositifs de REP ont rencontré de nombreux problèmes concrets. Dans leur papier qui s'intéresse à la mise en œuvre d'un dispositif d'EPR sur les déchets électroniques dans l'état de Washington, Gui et al. montrent que le passage de l'idée d'EPR à sa traduction économique repose sur l'enrôlement de très nombreuses parties prenantes, qui possèdent chacune leur vision du dispositif et de ce qu'il est censé accomplir (Gui et al., 2013).

Parmi ces parties prenantes, les consommateurs jouent un rôle essentiel, puisqu'il leur revient d'insérer leur produit en fin de vie dans le circuit de recyclage (en le détournant des filières d'élimination des déchets domestiques). La littérature identifie un certain nombre de facteurs explicatifs de l'intention de recycler :

« Des études antérieures ont montré que l'intention de recycler les déchets électroniques est influencée par la perception du recyclage, les normes en vigueur, la facilité d'accès aux installations et services de recyclage, les conditions de logement et les avantages économiques, la connaissance de la toxicité potentielle de ces déchets, l'expérience antérieure en matière de recyclage des déchets électroniques, ainsi que le sexe et la situation matrimoniale. » (Otto et al., 2018, p. 34)

On classe les facteurs qui jouent sur la propension à recycler en trois grandes catégories : les facteurs infrastructurels, les facteurs psychologiques et les facteurs praxéologiques (liés aux pratiques sociales). On reconnaît généralement que les facteurs infrastructurels jouent un rôle primordial, souvent plus déterminant que les facteurs psychologiques et moraux. Par exemple, en se fondant sur un questionnaire passé auprès de 978 résidents de Beijing, Wang et al. montrent que les quatre premiers facteurs qui expliquent la propension des habitants à recycler des D3E sont : la facilité d'accès et d'usage des infrastructures de recyclage ; les conditions de logement ; les habitudes de recyclage ; et les bénéfices économiques perçus par le consommateur — en particulier, le caractère gratuit du recyclage pour eux (Z. Wang et al., 2011). On retrouve ces facteurs dans d'autres contextes, par exemple aux USA, où la Californie a mis en place un efficace système économique incitatif pour recycler les déchets (Saphores et al., 2012).

Les facteurs psychologiques ne sont pas à négliger toutefois. Yadav et al., par exemple, montrent que les normes morales intériorisées jouent un rôle fort dans le fait de recycler ou de ne pas recycler les D3E. Par conséquent, les campagnes de publicité gouvernementales visant à mettre en avant les avantages pour l'environnement peuvent avoir un impact sur les citoyens en leur faisant intérioriser l'importance de recycler comme norme morale (Yadav et al., 2022). Enfin, ce n'est pas simplement l'attitude du consommateur qui joue, ni l'existence d'infrastructures accessibles : c'est aussi l'existant en termes de vie sociale des déchets. Par exemple, dans une enquête sur les barrières à l'extension du recyclage des D3E domestiques, Wang et al. montrent qu'en Chine, la revente de produits électroniques usagés à des récupérateurs informels est une source majeure de fuite des produits en dehors des filières formalisées (W. Wang et al., 2017). Cela veut dire que la conception des systèmes de recyclage ne peut pas faire l'économie d'une compréhension fine des pratiques sociales à propos des objets à recycler.

3.1.1.3 La problématique rentabilité du recyclage des ETR

Le recyclage n'est pas seulement conditionné à sa faisabilité technique et organisationnelle, mais aussi à sa rentabilité dans les conditions de marché. Ce point est souvent minoré au profit d'une vision purement éthique du recyclage, signe de vertu environnementale. En réalité, l'opportunité du recyclage est étroitement liée à la disponibilité des matières, à la vigueur de la demande, au niveau des prix des ressources vierges et à la qualité des matériaux recyclés.

Zeng et al. montrent par exemple que l'or et le cuivre tirés de vieux téléviseurs en Chine peuvent être extraits de manière compétitive par rapport à des ressources primaires, mais ils signalent que ce n'est pas généralisable à tous les produits (Zeng et al., 2018). Le recyclage peut entrer en compétition avec d'autres modalités de gestion des déchets, par exemple la réutilisation. Dans un article souvent cité, Geyer et Blass analysent l'économie comparée du recyclage et de la réutilisation de vieux téléphones portables aux USA et au Royaume-Uni (Geyer & Blass, 2010) : ils concluent que la réutilisation est très profitable économiquement et qu'elle présente l'avantage majeur de différer ou d'annuler la consommation de ressources primaires. Ils pointent par ailleurs qu'en elles-mêmes, les activités de collecte et de recyclage ne sont pas rentables sans l'apport économique de la revente des téléphones d'occasion collectés, même en minimisant les coûts de logistique inverse (Geyer & Blass, 2010, p. 523).

Les industriels sont souvent réticents à s'engager dans des démarches et des investissements de recyclage des ETR, au vu de la forte volatilité des cours. Les injonctions au recyclage opèrent donc souvent à vide, dans la mesure où sans aménagement des conditions de marché, les conditions de félicité du recyclage ne peuvent pas être réunies. Les analyses économiques des batteries et des disques durs (Jin, Byung Duk Song, et al., 2018; Jin, Yih, et al., 2018; Kampker et al., 2023; Ruby Thuy Nguyen et al., 2017; Sanchez Moran et al., 2024) convergent : le recyclage n'est rentable qu'à partir de seuils de prix élevés ou avec des politiques de subvention ciblées.

Pour les métaux critiques, la rentabilité du recyclage dépend donc étroitement des prix du marché et des coûts technologiques. Bhuwarka et al. montrent que les prix à long terme des métaux sont déterminés par un équilibre complexe entre innovation, substitution et disponibilité des ressources. En transposant au cas des terres rares, la plupart des terres rares sont faiblement substituables, ce qui rend leur recyclage potentiellement stratégique, mais économiquement fragile (Bhuwarka et al., 2023).

Bandara et al. ont modélisé les effets d'un taux de recyclage élevé sur la volatilité des prix : même à 40 % de recyclage, l'impact reste faible, car le marché mondial est dominé par la Chine et caractérisé par une forte inertie. Les bénéfices du recyclage se situent donc davantage dans la sécurité d'approvisionnement et la réduction de la dépendance géopolitique que dans la stabilisation des prix (Bandara et al., 2015).

3.1.1.4 Les métriques de performance

La performance des systèmes de recyclage des métaux est évaluée sur la base de plusieurs indicateurs qui ont été proposés au début des années 2010 par un groupe de travail du programme environnemental des Nations Unies (Graedel et al., 2011) : le *End-of-Life Recycling Rate* (EOL-RR), le *Old Scrap Ratio* (OSR) et le *Recycled Content* (RC). Parmi les autres concepts qu'ils mobilisent, Graedel et al. distinguent entre le recyclage dit « fonctionnel » (ou *closed-loop*, « en boucle fermée »), où le métal contenu dans les

déchets fait l'objet d'une extraction spécifique qui permet sa réutilisation en remplacement de ressources primaires ; et le recyclage dit « non fonctionnel » (*open loop*), où le métal (souvent contenu dans des alliages) est certes recyclé matériellement mais où ses propriétés fonctionnelles sont perdues. C'est souvent le cas pour les ETR, fondues avec des métaux présents en plus grande proportion.

L'indicateur le plus utilisé est le *End of Life Recycling Rate* (EOL-RR), le taux de recyclage en fin de vie, c'est-à-dire la proportion de métal contenue dans les déchets qui est effectivement recyclée fonctionnellement. En 2010, ce taux variait de 1% (ETR) à plus de 50% (plomb, par exemple) : seuls 18 métaux sur 62 avaient un EOL-RR supérieur à 50%. La majorité n'est pas recyclée. Il n'y a pas d'indication nette que ces taux aient fortement changé pour les ETR depuis 2010.

Pour expliquer la variabilité du EOL-RR pour les différents métaux, plusieurs facteurs sont mentionnés :

- la quantité et la qualité des déchets métalliques disponibles et la forme que prend le métal dans chaque produit (teneur et quantité)
- la temporalité de la demande, à opposer à la durée de vie de produits
- le caractère multiplicatif de l'optimisation nécessaire à chacune des étapes (collecte, démantèlement, pré-traitement, extraction), Zhang et al. donnent un petit exemple numérique montrant l'importance d'avoir une efficacité maximale à chaque étape pour avoir un EOL-RR élevé:

« For instance, if the collection rate of WEEE, dismantling rate, pre-treatment efficiency and the metal recovery rates are 80%, 90%, 80% and 90%, respectively, the target metal recycling rate is only 51.84%. Assuming that a minimum of 50% of metal recycled from WEEE can reduce supply risk of critical metals, then a high recycling rate of each step is essential. » (Zhang et al., 2017, p. 114)

La partie la moins efficace est typiquement l'étape de collecte (Graedel et al., 2011, p. 359). Barbosa Botelho Jr et al. (2023) indiquent, dans leur review sur la mine urbaine et son rôle socio-économique, que le taux de collecte varie énormément selon les pays, y compris dans l'Union européenne : si certains pays arrivent à atteindre un taux de collecte de plus de 80% pour les déchets électriques et électroniques (typiquement les pays du Nord : (Richter & Koppejan, 2016)), d'autres plafonnent bien en dessous du taux de 45% fixé dans la directive européenne WEEE de 2012.

Ces indicateurs, s'ils sont largement utilisés, font l'objet de critiques, en particulier quand on les applique aux ETR. Une première gamme de critiques tient à l'usage de la masse comme métrique. Mayers et al., par exemple, proposent une analyse critique de la directive DEEE d'un point de vue économique (Mayers et al., 2013). L'article se positionne contre la masse comme métrique de conception et d'évaluation du processus de recyclage et propose une autre métrique, plus complexe, fondée sur le coût et la faisabilité technique du recyclage des produits. On retrouve des propositions similaires dans d'autres articles, qui insistent sur la nécessité d'avoir des indicateurs pertinents pour structurer la chaîne de recyclage, notamment pour les ETR qui sont souvent employés en petite proportion (Horta Arduin et al., 2020).

D'autres métriques reposent sur la notion de « rareté thermodynamique », c'est-à-dire de la quantité d'énergie nécessaire à la production d'un métal, qu'il soit issu de sources primaires ou secondaires (Calvo et al., 2018; Campbell-Johnston et al., 2023; Iglesias-Embil et al., 2020; Ortego et al., 2020; Ortego, Valero, Valero, & Iglesias, 2018; Ortego, Valero, Valero, & Restrepo, 2018). Le recyclage des ETR est rendu problématique par le caractère dispersif de leur usage. Si la notion d'usage dispersif se comprend

bien intuitivement, il existe des tentatives pour en donner des indicateurs quantitatifs : par exemple, après Ortego et al. (2018), (Campbell-Johnson, Roos Lindgren et al 2023) utilisent la notion de rareté thermodynamique proposée par Valero et Valero (2015) pour évaluer la quantité et la qualité d'énergie (exergy) nécessaire pour recycler des métaux rares tirés de déchets électriques et électroniques. L'idée est de calculer la quantité d'énergie nécessaire pour extraire des métaux de la croûte terrestre : plus ceux-ci deviennent rares, plus la dépense énergétique pour les récupérer est importante. La consommation exergétique devient donc un indicateur utile pour hiérarchiser la désirabilité du recyclage entre les métaux, et donc, réorienter les systèmes de recyclage vers la collecte et le recyclage des plus rares. La rareté thermodynamique constitue, de ce fait, un indicateur alternatif à la masse pour juger de l'efficacité des systèmes de recyclage (la masse constituant la métrique la plus largement utilisée pour évaluer l'efficacité du recyclage dans les directives européennes sur les déchets électriques et électroniques). Dans cette analyse, cependant, le différentiel entre la métrique masse et la métrique rareté thermodynamique est moins prononcé dans le cas des ETR que dans le cas d'autres métaux critiques (l'indium, par exemple). Pour les auteurs, il ne s'agit pas de dire que les indicateurs européens devraient être basés sur la rareté thermodynamique, mais simplement d'avoir en tête que les métaux ne sont pas tous égaux du point de vue de leur rareté de long terme et que recycler les uns (ceux présents en plus grande quantité) peut aboutir à en perdre définitivement d'autres, plus rares. La rareté thermodynamique, pour peu qu'on puisse la calculer à propos de stocks de déchets très variables dans leur composition, peut donc fournir une aide pour la fixation d'objectifs de recyclage.

Tous ces indicateurs sont précieux pour décrire les systèmes de recyclage mais produire des données sur la performance des stratégies d'économie circulaire en général, et de recyclage des matériaux critiques en particulier, est généralement complexe pour les gouvernements et pour les entreprises (Leon & Dewulf, 2020). Gaustad et al., par exemple, analysent les dispositions prises par de grandes entreprises pour réduire leur exposition à la criticité des matériaux : ils notent que le recyclage fournit une source interne (via les chutes de production ou de fabrication) ou domestique (pour les déchets post-consommation) de matériaux critiques — jusqu'à 24% pour le cas de l'indium en Chine, par exemple (Gaustad et al., 2018) Mais ils notent également que les taux de recyclage de ces matériaux restent souvent négligeables (ce qui suggère qu'il existe des barrières) mais aussi très mal connus, car les entreprises ne mobilisent pas de ressources spécifiques pour produire ces données. Cette carence des données participe aux difficultés de mettre en place des stratégies d'économie circulaire efficaces (J. Tan et al., 2022). Ce point était déjà noté par Binnemans et al., qui analysaient la contribution que le recyclage était à même de faire au *balance problem* des ETR :

« Pour évaluer l'impact potentiel du recyclage sur les marchés des terres rares, il est important d'avoir une idée précise des stocks mondiaux des différentes terres rares utilisées, du cycle de vie de ces dernières dans diverses applications et de la durée de vie des appareils contenant des terres rares. » (Binnemans & Jones, 2015, p. 33)

3.1.1.5 Expliquer le faible recyclage des terres rares

La question du non-recyclage des ETR interroge (Garcier & Verrax, 2017). Les revues de littérature débutent souvent avec la constatation que les ETR sont très peu recyclés (Borges De Lima, 2015), y compris en Chine: dans ce pays, seuls les aimants Nd-Fe-B font l'objet de formes de recyclage, alors qu'il est théoriquement possible de recycler bien d'autres ETR, y compris le Samarium (Ge et al., 2022). Les explications invoquées sont classiques : l'absence de politique publique appuyée sur un cadre

juridique clair, le défaut de prise de conscience, la faiblesse des incitations économiques et le manque de technologies avancées de recyclage.

Dans leur analyse des déterminants du recyclage des aimants permanents, Nlebedim et King insistent sur la nécessaire prise en compte de la rentabilité du recyclage :

« Since businesses are profit-driven, proposed technologies for recycling REEs from PMs must demonstrate profitability to encourage adoption by the private sector. Preferably, the processes should minimize waste generation or result in valuable by-products for use in the same or other processes. Profitability should be considered from a system perspective, rather than a single material perspective; although process costs, energy requirements and environmental impacts also need to be considered from the same system perspectives. » (Nlebedim & King, 2018, p. 121)

Ils proposent, p. 119, un diagramme de décision qui illustre comment la rentabilité s'inscrit dans la série de choix que les industriels doivent opérer à propos du recyclage des aimants.

Sekine et al (2017) indiquent que le recyclage des aimants au Néodyme présents dans les véhicules électriques est économiquement viable quand la proximité des structures de recyclage compense la variabilité dans la composition et les fluctuations des prix du métal. *A contrario*, ils montrent que le recyclage des aimants contenus dans les compresseurs de climatisation ne peut pas être rentable, du fait du coût de traitement supérieur. Ils recommandent donc de concentrer les flux de moteurs ou d'aimants usagés sur quelques usines (Sekine et al., 2017).

Quant à Raspini et al, ils explorent les drivers et les verrous au recyclage des aimants NdFeB au Brésil, qui ne possède pas de filière de recyclage des ETR. L'article se fonde sur une enquête empirique auprès d'experts industriels (dans les mines et l'industrie) et s'inscrit dans une série d'études qui portent sur les facteurs qui promeuvent ou entravent l'économie circulaire. Ces articles concluent généralement que le gouvernement a un rôle central pour faire advenir l'économie circulaire, celle-ci supposant un coût d'entrée relativement important que les acteurs industriels sont peu enclins à supporter. Dans le cas du recyclage des aimants NdFeB au Brésil, l'article identifie 7 drivers et 19 barrières potentielles au recyclage des aimants. Parmi les verrous, le principal est l'incertaine rentabilité économique de mettre en œuvre l'économie circulaire, suivie par une culture industrielle hostile et l'incompatibilité du cadre normatif avec les exigences de l'économie circulaire (Prats Raspini et al., 2022).

L'exemple de l'échec du recyclage des phosphores de lampes fluorescentes

Certains articles fournissent un retour d'expérience sur des initiatives, en général avortées, de développement de filières de recyclage. Celle du recyclage de phosphores de lampes fluorescentes a fait l'objet du plus grand nombre d'articles (Binnemans & Jones, 2014; Bonoli et al., 2021; Ciacci et al., 2018; Jessika Luth Richter, 2017; L. Liu & Keoleian, 2020; Qiu & Suh, 2019; Richter & Koppejan, 2016; D. Yang et al., 2019; Zhong et al., 2023). Ceux-ci pointent deux facteurs principaux dans l'échec de la filière : la concurrence d'une nouvelle technologie d'éclairage (les LED) et l'absence de débouchés pour les produits du recyclage.

Le premier facteur (le recyclage est rendu complexe par l'apparition de vagues d'innovation qui rendent obsolètes certains objets ou usages) est analysé en détail par Zhong, Geng et al (Zhong et al., 2023). Ils

établissent que la Chine va avoir un surplus futur d'yttrium, d'europium et de terbium jusqu'en 2060, consécutivement à la transition entre l'éclairage à fluorescence et l'éclairage à LED qui fait chuter drastiquement les débouchés. Les auteurs prévoient une diminution de 87 à 100% de la demande issue du secteur de l'éclairage, ce qui va renforcer le *balance problem*. Le recyclage intervient alors pour limiter la production, et éviter ses externalités négatives (le seul problème étant le risque de déficit en terbium, qui est sollicité par d'autres usages). Mais cela veut aussi dire que les prix de certains ETR vont chuter, rendant le recyclage peu rentable.

3.1.2 Le cadre juridique applicable au recyclage des terres rares en France et en Europe

3.1.2.1 Place du recyclage au sein de la « hiérarchie des déchets »

Le Règlement européen (UE) n° 2024/1252 du 11 avril 2024 sur les matériaux critiques n'organise pas de régime spécial pour les terres rares - les terres rares ne sont citées qu'au titre de leur appartenance aux matières premières stratégiques (annexe 1 du règlement) - mais renvoie aux textes généraux sur le recyclage ou aux textes spéciaux relatifs à certains produits contenant des terres rares, tels que les batteries.

Au même titre que pour l'ensemble des matières ou substances revêtant la qualification juridique de déchets, le recyclage comme mode de valorisation de ces derniers doit être privilégié. L'article 3 de la directive « déchet » oblige en effet les États à prendre les mesures appropriées pour promouvoir une hiérarchie des déchets par ordre de priorité : la prévention et le réemploi, le recyclage et la valorisation des déchets, l'obtention à partir de ceux-ci de matières premières et éventuellement d'énergie, ainsi que toute autre méthode permettant la réutilisation des déchets, enfin, l'élimination lorsqu'elle ne peut être évitée doit se faire dans le respect de la protection de la santé humaine et de l'environnement.

De nombreux enjeux sont attachés au recyclage, à commencer par la promesse de pouvoir donner une seconde vie à un produit ou des matériaux destinés autrement à être écartés du circuit de production et ainsi devenir des déchets ne pouvant plus être valorisés économiquement (déchets ultimes).

La notion de recyclage — en général — est définie en droit à l'article 3 de la directive déchet 2008/98/CE du 19 novembre 2008 comme « toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage ». Aussi, le recyclage est lié à l'existence d'un déchet, juridiquement qualifié comme ci-dessous.

ZOOM. Définition d'un déchet

Constitue un déchet : « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se débarrasser » (**art. 3 de la directive déchet consolidée 2008/98/CE**).

La directive déchet poursuit un double objectif : réduire au minimum les incidences négatives de la production et de la gestion des déchets ainsi que rendre plus efficace l'utilisation des ressources.

On retrouve en droit français à l'article L541-1, II du Code de l'environnement comme en droit européen de l'Union, l'objectif de prévenir et de réduire la production et la nocivité des déchets (conception, fabrication, distribution) selon la hiérarchie des modes de traitement des déchets consistant à privilégier, dans l'ordre prioritaire, la prévention, le réemploi, le recyclage, la valorisation et, en dernier lieu, l'élimination (voir axe 1). Le droit des déchets est ainsi porté par deux logiques : celle en amont de la réduction de la production et de la nocivité des déchets et celle en aval de donner une seconde vie aux substances et produits concernés, bien qu'une porosité subsiste entre les deux. À cet effet, **l'éco-conception**, c'est-à-dire la manière dont les produits vont être conçus, en termes de design (Papanek, 1972) ou d'éco-efficacité par l'intégration des aspects environnementaux dès le processus d'ingénierie de conception du produit (Fiksel, 1996), sera déterminante pour éviter qu'ils ne deviennent des déchets, qu'ils ne deviennent trop vite des déchets voire qu'ils ne deviennent qu'en partie des déchets (voir Chapitre 2). **Si le recyclage appartient à la logique d'aval, celle de la valorisation d'un produit ou d'une substance auxquels on évite le stade définitif de déchet, il n'est pas hermétique à la première, celle de la réduction de la production de déchets et de leur nocivité.** Dès la conception du produit, le recyclage peut être pensé, que ce soit pour le faciliter ou pour le faire reculer dans le temps le plus possible. La phase de recyclage s'insère donc dans le **cycle de vie du produit**, comprenant l'amont et l'aval de cette vie. L'analyse du cycle de vie (ACV) est aujourd'hui normalisée au niveau international dans les normes ISO 14040 et 14044. L'appréhension du recyclage sous l'angle du cycle de vie des produits justifie ainsi d'abord de s'appuyer sur le droit des déchets qui réglemente la naissance et la fin de vie d'un produit ainsi que la renaissance de ce dernier sous une nouvelle forme. Le processus de recyclage s'inscrit plus largement dans le **modèle économique circulaire** qui est en opposition avec celui linéaire qui primait auparavant - du berceau à la tombe.

Le droit européen des déchets se structure autour d'une directive cadre ou « mère » - la directive n°2008/98 relative aux déchets du 19 novembre 2008 (directive déchet). Elle est également accompagnée de plusieurs directives dites « directives filles » qui visent des caractéristiques de dangerosité des déchets (directive déchets dangereux) ou des flux de déchets considérées comme prioritaires tels que les huiles usagées, les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), les déchets d'emballage... La hiérarchie de la gestion des déchets peut se découper en 3 phases :

1- La **prévention et le réemploi** visent à éviter la production de nouveaux déchets avec une temporalité différente soit très en amont au moment de la conception même du produit soit plus tardivement lorsque le produit est déjà présent mais que son réemploi donne in fine une forte pérennité au produit. L'enjeu principal ici est de mettre l'accent sur la conception du produit et d'inviter voire d'imposer aux acteurs clés de s'impliquer dans cette voie. **La responsabilité élargie du producteur fondée sur le principe pollueur-payeur** en est une des traductions juridiques (voir développements infra). La prévention des déchets se conduit plus largement par la mise en place d'une planification, d'instruments économiques, par la promotion de la recherche et du développement en vue de la réalisation de produits plus propres et économes en ressources, la diffusion et l'utilisation de ces travaux ou encore l'élaboration d'indicateurs efficaces (directive déchet, annexe IV).

ZOOM. La Responsabilité élargie du producteur (REP)

La Responsabilité élargie du producteur (REP) est l'obligation pour tout producteur ou détenteur de déchets d'en assurer ou d'en faire assurer la gestion, en application du principe pollueur-payeur. Elle consiste pour les producteurs de certains produits énumérés, à prendre en charge le financement de la prévention et de la gestion des déchets issus de ces produits en fin de vie. Le financement s'opère soit à travers des cotisations versées à un éco-organisme, soit par la mise en place d'un système individuel de gestion des déchets issus des produits.

2- Le **recyclage et la valorisation** impliquent une transformation du produit et de la substance. L'enjeu principal ici est une transformation physique mais également juridique puisque la qualification juridique de déchet n'est pas définitive. Une fois recyclé, le déchet peut retrouver la qualité de produit ou de sous-produit et donc sortir du régime juridique strict attribué aux déchets.

ZOOM. Recyclage et valorisation

Recyclage : « Toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Cela inclut le retraitement des matières organiques, mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage - à rappeler ici en provenance de la directive déchets » (art. 3 de la directive déchet 2008/98/CE du 19 novembre 2008)

Valorisation: « toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie. L'annexe II de la directive déchet énumère une liste non exhaustive d'opérations de valorisation », c'est par exemple le recyclage ou la récupération des métaux et des composés métalliques, ce qui comprend la préparation en vue du réemploi.

3- **L'élimination**, la dernière phase, est celle que l'on cherche à tout prix à éviter dans la mesure où elle implique que les substances visées demeureront au stade de déchets, ce qui constitue, pour autant, une forme de protection. Certains procédés d'élimination sont interdits, par exemple l'incinération en mer.

ZOOM. L'élimination

L'élimination est définie à l'article 3 de la directive déchet de 2008 comme « toute opération qui n'est pas de la valorisation même lorsque ladite opération a comme conséquence secondaire la récupération de substances ou d'énergie. L'annexe I énumère une liste non exhaustive d'opérations d'élimination » (ex. mis en décharge spécialement aménagée, enfouissement, stockage permanent dans une mine, etc.).

Cette dernière phase, celle de l'élimination, a été consolidée en droit français par la notion de « déchets ultimes ». En effet, selon l'article L.541-2-1-II du Code de l'environnement : « Les producteurs ou les détenteurs de déchets ne peuvent éliminer ou faire éliminer dans des installations de stockage de déchets que des déchets ultimes. Est 'ultime' au sens du présent article un déchet qui n'est plus susceptible d'être réutilisé ou valorisé dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». L'extraction de terres rares peut conduire à la production de déchets ultimes lorsque les déchets d'excavation contiennent des substances radioactives présentes dans le minerai (uranium, thorium) ou encore des fluores, sulfures, acides et métaux lourds. Il faut par ailleurs noter que les déchets résultant directement des opérations de prospection, d'extraction, de traitement et de stockage de ressources minérales, ainsi que de l'exploitation des carrières obéissent au régime de la directive 2006/21/CE du 15 mars 2006 spécifiquement consacré à la gestion des déchets provenant de l'industrie extractive et transposée en droit français.

Dans la logique de cycle de vie présentée précédemment, le cadre juridique applicable au recyclage des terres rares se dessine également à travers le « Nouveau plan d'action pour une économie circulaire » de l'Union européenne¹ et le 8^{ème} programme d'action pour l'environnement (PEA) qui fixe la politique de l'UE en matière d'environnement jusqu'en 2030². Le PEA place l'économie circulaire au rang de ses six objectifs prioritaires dans l'objectif d'une utilisation efficace et durable des ressources et au sein de laquelle la hiérarchie des déchets est appliquée (article 2). Cette hiérarchisation de la gestion des déchets : prévention et réemploi, puis recyclage et valorisation, dans le but d'éviter la phase d'élimination des déchets, visent à maintenir les matières et substances dans le circuit de production comme des **ressources renouvelables** (Pearce & Turner, 1989). La capacité de renouvellement ou de circularité sur la base desquelles se fonde l'économie circulaire a conduit à établir un « **droit de la circularité** » initié avec le plan d'action de l'Union européenne en faveur de l'économie circulaire (COM (2015)614 du 2 décembre 2015), puis en droit français par la loi AGECL (Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire). En tout état de cause, la circularité comme nouveau paradigme de la durabilité (Geissdoerfer et al., 2017) conduit à renforcer les phases 1 et 2 mentionnées ci-dessus en matière de gestion des déchets en favorisant la durabilité du produit, tout particulièrement l'allongement de la durée de vie du produit, et ainsi la conception de ce dernier. Ce droit de la circularité continue de se construire et comprend les nouvelles exigences en matière d'éco-conception, conditions préalables à une économie circulaire opérationnelle. C'est par exemple des exigences obligatoires d'information en matière de conception et de substances présentes dans le produit pour faciliter son traitement en fin de vie (art. 7 du règlement éco-conception (UE) 2024/1781 du 13 juin 2024). De telles informations seraient pertinentes pour identifier la présence et la concentration des terres rares à l'image des paramètres de produits, notamment les matières premières critiques utilisées et visées par le règlement éco-conception (annexe I, h) ou données figurant dans le passeport numérique du produit (annexe III).

Dès lors qu'ils sont susceptibles de revêtir la qualité de déchets, les objets ou produits contenant des terres rares sont soumis à ce régime juridique, que ce soit lors de la conception des produits pour éviter la production de déchets ou lors de leur valorisation en tant que déchets pour éviter qu'ils ne restent dans cet état. Ce cadre général est-il pour autant suffisant pour répondre aux problématiques qui se posent pour les terres rares, telles que celle d'une demande exponentielle de ces matériaux ou encore le caractère dispersif de ces éléments ? Une réponse négative s'impose

¹ COM(2020)0098 du 11 mars 2020.

² Décision (UE) 2022/591 du 6 avril 2022.

et invite à construire un cadre juridique pour une traçabilité des terres rares. En effet, si le cadre légal général de la circularité applicable aux produits et déchets contenant des éléments de terres rares n'est pas spécifique à ces éléments, il tend aussi à les invisibiliser (1). Cette absence de considération spécifique des ETR permet de mettre en évidence certaines des limites de ce cadre juridique hétérogène (2).

Au-delà du recyclage des produits contenant des éléments de terres rares (ex. aimant permanent ou Nd-Fe-B composé d'un alliage de néodyme, de fer et de bore), le recyclage des **terres rares** est **également** concerné par la **directive sur les déchets de l'industrie extractive** (2006/21/CE) du 15 mars 2006 qui oblige l'exploitant à mettre en œuvre un plan de gestion des déchets issus du processus extractif. Cet aspect-là, le recyclage des déchets miniers, sera abordé dans le cadre de l'axe 3.

3.1.2.2 La liste et la classification des déchets : l'invisibilité des éléments de terres rares

La législation sur les déchets établit un cadre général pour l'ensemble des déchets. Elle est affinée par plusieurs directives la complétant en mettant l'accent sur des spécificités des déchets visés, que ce soit par **son flux ou sa dangerosité** (déchets électriques et électroniques, des déchets de batterie pour les véhicules électriques, etc.). Dès lors, il est important de distinguer ces différents flux de déchets et d'apprécier leurs spécificités respectives au regard de leur positionnement au sein de la classification des déchets.

La classification des déchets en différentes catégories conformément à la réglementation européenne — nomenclature des déchets — doit permettre d'identifier les règles applicables aux déchets. Or, il apparaît que les éléments de terres rares ou produits en contenant n'apparaissent pas directement dans cette classification et doivent être recherchés dans différentes catégories, du fait de leur usage très dispersif. Il convient en outre de préciser que la qualification de déchet doit être faite *in fine* par le producteur, elle est à sa discrétion.

La décision 2014/955/UE du 18 décembre 2014 de la Commission européenne - reprise à l'article R541-7 du Code de l'environnement - établit une **liste des déchets**. Dans cette nomenclature des déchets, les déchets possèdent en principe un code à six chiffres en fonction de la famille à laquelle ils appartiennent et de leur nature spécifique. **Si à une catégorie de déchets aucun code ne peut être trouvé dans la liste, il est néanmoins possible de le ranger au sein du chapitre 16 destiné à accueillir les "déchets non décrits ailleurs dans la liste"**. À défaut de code prévu directement, le déchet sera classé en fin de rubrique de chapitre dont le code se termine par 99 pour les "déchets non spécifiés ailleurs".

La nomenclature déchet se présente de la façon générique suivante :

00 - "chapitre" qui désigne l'origine du déchet

00 00 - "section" qui désigne l'origine intermédiaire du déchet

00 00 00 - code rubrique de déchet à six chiffres

00 00 00* - déchet dangereux

La présence d'un astérisque à la fin du code déchet indique qu'il s'agit d'un déchet dangereux, c'est-à-dire qui présente une ou plusieurs des 15 propriétés de dangers énumérées dans la directive déchet 2008/98/CE du 19 novembre 2008 (explosif, comburant, irritant, etc.).

Exemple :

01 Déchets provenant de l'exploration et de l'exploitation des mines et des carrières ainsi que du traitement physique et chimique des minéraux

01 01 déchets provenant de l'extraction des minéraux

01 01 01 déchets provenant de l'extraction des minéraux métallifères

01 03 10* boues rouges issues de la production d'alumine contenant des substances dangereuses, autres que les déchets visés à la rubrique 01 03 07

01 01 99 déchets non spécifiés ailleurs

Les déchets relèvent ainsi d'une classification dont le but est d'en assurer la traçabilité et la bonne gestion. Cependant, la nomenclature ne précise pas si les déchets contiennent des terres rares alors qu'une telle indication aurait toute son utilité au regard de la valeur économique des ETR.

Outre la classification des déchets par l'attribution d'un code, on distingue par ailleurs les déchets en fonction de leur producteur et de leurs propriétés. D'abord, selon l'origine du producteur du déchet (catégorisation française) : le « **déchet ménager** » est tout déchet, dangereux ou non dangereux, dont le producteur est un ménage ; le « **déchet d'activité économique** » (DAE) est tout déchet, dangereux ou non dangereux, dont le producteur initial n'est pas un ménage (commerçant, entreprise, services publics, administration...). Ensuite, selon les propriétés du déchet : « déchet inerte » lorsque le déchet ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ; « déchet dangereux » lorsque le déchet qui présente une ou plusieurs des 15 propriétés de dangers (explosif, comburant...) ; à l'inverse, un « déchet non dangereux » ne présente aucune des propriétés qui rendent un déchet dangereux ; « **déchet d'activité de soin** » (DAS), soit les déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, curatif ou palliatif dans la médecine humaine et vétérinaire ; « **déchet ultime** » lorsque le déchet qui n'est plus susceptible d'être réutilisé ou valorisé dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par valorisation énergétique ou par réduction de son caractère polluant ; « **déchet radioactif** », soit les substances radioactives pour lesquelles aucune utilisation ultérieure n'est prévue ou envisagée ; « **biodéchet** » soit les déchets non dangereux biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine provenant des ménages, des bureaux, des restaurants, du commerce de gros, des cantines, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires ; « **déchet POP** » soit le déchet contenant des polluants organiques persistants (PFAS...) ; et enfin les « **déchets d'équipements électriques et électroniques** » (DEEE) qui désignent les déchets issus des équipements fonctionnant grâce à des courants électriques ou à des champs électromagnétiques.

Concernant les déchets d'équipements électriques ou électroniques, qui contiennent des terres rares (code déchet 16 02 XX), on retrouve les batteries NiMH (code déchet 16 06 05), les catalyseurs (pots catalytiques usagés et catalyseurs utilisés dans le craquage du pétrole (souvent stocké à l'air libre après usage)) (code 16 08 XX) dont ceux figurant au code déchet 16 08 01 pour les catalyseurs usés contenant

de l'or, de l'argent, du rhénium, du rhodium, du palladium, de l'iridium ou du platine (sauf rubrique 16 08 07).

En matière de déchets contenant des terres rares, on retrouve par exemple les céramiques, dont l'oxyde d'yttrium utilisé pour les écrans LED; les aimants permanents (moteurs de voitures hors d'usage, éoliennes, déchets électroniques, etc.); les alliages métalliques ou encore les poudres de polissage du verre ou de l'électronique (oxyde de cérium).

Les terres rares apparaissent ainsi uniquement indirectement à l'intérieur d'autres catégories identifiées pour des logiques qui leurs sont propres.

3.1.2.3 Construire une traçabilité des terres rares dans les produits et déchets.

La liste des déchets telle que présentée ici n'indique pas si le déchet contient des éléments de terres rares ou non, et encore moins lesquels, ce qui pourrait pourtant être utile pour récupérer au mieux ces derniers. Les déchets d'équipement électriques et électroniques (DEEE) par exemple présentent un fort potentiel de recyclage des matériaux issus de terres rares qu'ils contiennent. Le règlement (UE) 2023/1542 relatif aux batteries du 12 juillet 2023 fixe ainsi des objectifs contraignants de valorisation d'ici à 2031 en ce qui concerne le taux de contenu recyclé des matières premières présentes dans les déchets de batterie (cobalt, plomb, lithium et nickel). Une articulation entre la liste des déchets et la présence de terres rares pourrait ainsi être proposée à l'ensemble des déchets, voire même, à l'inverse, **une nomenclature terres rares et déchets associés** permettrait une meilleure gestion dans la prévention de l'utilisation du stock de terres rares, par exemple en proposant au législateur un système de bonus/malus ou de score terres rares à l'égard des produits en contenant. La plateforme « Trackdéchets » qui permet la traçabilité de certains déchets pourrait contribuer à mieux identifier les déchets contenant de terres rares. Les DEEE illustrent les enjeux de la collecte et du recyclage.

Un rapport mondial sur les DEEE relevait en 2024 que la quantité de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) aussi appelés *e-déchets* (machines à laver, grille-pain, climatiseurs, cigarettes électroniques, tablettes, smartphones...) a augmenté de 85 % dans le monde de 2010 à 2022 (Baldé, 2024)³. L'Europe est la principale région productrice, un Européen produisant 7 fois plus de e-déchet qu'un Africain. Sur les 62 millions de tonnes de DEEE produits chaque année - 82 millions de tonnes d'ici à 2030 — les métaux représentent la moitié, soit 31 millions de tonnes (cuivre, or, platine fer et éléments de terres rares), les matières plastiques pour 17 millions et les autres matériaux composites et le verre pour 14 millions.

En 2022, le taux de recyclage des *e-déchets* était encore faible, car seuls 22 % sont correctement collectés et recyclés au niveau mondial, ce chiffre s'élève toutefois à 40% en Europe. Ces chiffres indiquent que les enjeux de la collecte, du recyclage et de la lutte contre les transferts illégaux de DEEE sont grandissants alors que seul 1 % des éléments de terres rares sont actuellement recyclés. Aussi la récupération des ETR dans les DEEE collectés au sein de la mine urbaine constitue un enjeu pour la mise en place d'un recyclage efficace.

³ C.Baldé et al., Rapport Mondial sur les déchets d'équipements électriques et électroniques, Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche (UNITAR), Union internationale des télécommunications (UIT), Genève, Bonn, 2024, 150 p. https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Documents/Publications/2025/d-gen-e_waste.01-2024-pdf-f.pdf

3.1.1.1.1 Le DEEE : un déchet de valeur.

Un déchet. Le DEEE est d'abord un « déchet », c'est-à-dire toute substance, matière ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se débarrasser » (art. 3 de la directive cadre déchet 2008/98/CE du 19 novembre 2008). Parmi la classification des déchets opérée par la directive cadre de 2008, la catégorie des DEEE — composé pour moitié de métaux - intéresse particulièrement en raison de l'accroissement des flux et l'importance d'éléments de terres rares (ETR) qu'ils contiennent.

Un déchet à gérer en priorité. Les DEEE sont les déchets issus des équipements fonctionnant grâce à des courants électriques ou à des champs électromagnétiques. Selon l'article 3 de la directive consacrée aux DEEE (2012/19/UE du 4 juillet 2012, constituent des **équipements électriques et électroniques**, les équipements fonctionnant grâce à des courants électriques ou à des champs électromagnétiques et les équipements de production, de transfert et de mesure de ces courants et champs, conçus pour être utilisés à une tension ne dépassant pas 1 000 volts en courant alternatif et 1 500 volts en courant continu ; les **déchets d'équipements électriques et électroniques comprenant selon ce même article** les équipements électriques et électroniques constituant des déchets au sens de l'article 3, paragraphe 1, de la directive cadre sur les déchets 2008/98/CE, y compris tous les composants, sous-ensembles et produits consommables faisant partie intégrante du produit au moment de la mise au rebut. La limite de voltage permet d'exclure les gros équipements industriels du champ d'application.

Des déchets dangereux d'importante valeur stratégique. Les DEEE sont spécifiques car ils génèrent à la fois des matériaux dangereux mais aussi des matériaux de valeur comme les terres rares. Aussi, la hausse de la production de DEEE qui augmente cinq fois plus que l'augmentation du recyclage (Baldé, 2024) amène à considérer la gestion des DEEE comme prioritaire. En ce sens, l'Union européenne a adopté dès 2002 une filière de responsabilité élargie des producteurs en matière de DEEE (directive 2002/96/CE refondue par la Directive 2012/19/UE du 4 juillet 2012 relative aux DEEE). Le mouvement est global puisque de nombreux autres pays ont compris l'enjeu de valoriser des DEEE, 81 pays ont adopté une politique ou une législation sur les DEEE, 48 prévoyant des objectifs de taux de récupération des DEEE (Baldé, 2024).

Origine et classement des DEEE. La directive 2012/19/UE relative au DEEE comprend les DEEE provenant des ménages, mais aussi les DEEE d'origine commerciale, industrielle, institutionnelle et autre qui, en raison de leur nature et de leur quantité, sont similaires à ceux des ménages. Les déchets provenant d'EEE qui sont susceptibles d'être utilisés à la fois par les ménages et par des utilisateurs autres que les ménages sont en tout état de cause considérés comme étant des DEEE provenant des ménages. **Les DEEE sont listés dans la nomenclature des déchets** (code 16 02 XX) et sont classés en catégories (annexe III de la directive DEEE), elles-mêmes précisées selon une liste indicative d'objets relevant de ces catégories (annexe IV). Parmi ces objets, un certain nombre contiennent des terres rares (appareils informatiques ou médicaux) mais ce n'est pas le cas pour l'ensemble des DEEE, un panneau photovoltaïque ne contient pas d'ETR à la différence.

Catégories et exemples d'objets à l'origine de DEEE :

1. Gros appareils ménagers (réfrigérateurs, lave-linge, cuisinière, radiateur, climatisation...)
2. Petits appareils ménagers (aspirateur, grille-pain, friteuse, fer à repasser, machine à café...)
3. Équipements informatiques et de télécommunications (ordinateur, tablette, téléphone...)

4. Matériel grand public et panneaux photovoltaïques (radio, TV, instrument de musique, panneaux photovoltaïques...)
5. Matériel d'éclairage (à l'exception des ampoules à filament)
6. Outils électriques et électroniques (à l'exception des gros outils industriels fixes)
7. Jouets, équipements de loisir et de sport
8. Dispositifs médicaux (à l'exception de tous les produits implantés ou infectés)
9. Instruments de surveillance et de contrôle
10. Distributeurs automatiques

Certains DEEE sont mieux collectés que d'autres, ainsi les équipements de grande taille bénéficient d'un taux de collecte supérieur aux petits équipements, les consommateurs étant plus réticents à conserver des objets encombrants en raison de leur taille et de leur poids (Baldé et al., 2024).

3.1.1.1.2 L'insuffisante collecte et l'insuffisant recyclage des DEEE.

Du latin *collecta*, réunir, rassembler. L'étymologie du terme « collecte » présume une dispersion des DEEE qu'il convient de recueillir auprès d'une collectivité de ménages et assimilés avant de pouvoir procéder au recyclage. Par définition, la collecte suppose donc un lieu de réception des DEEE et un « collecteur » qui accueille, entrepose puis éventuellement transporte les DEEE en vue de leur réemploi, recyclage, valorisation ou élimination. Le cadre de la collecte et du recyclage posé par la directive 2012/19/UE relative au DEEE repose sur le principe de la responsabilité élargie des producteurs (REP) qui impose aux producteurs le financement du traitement des déchets, l'Union européenne fixe aux États membres des objectifs contraignants et chiffrés de collecte des équipements électriques et électroniques mis sur le marché une fois que ceux-ci deviennent des déchets. Le producteur DEEE responsable de l'enlèvement et du traitement des déchets peut remplir ses obligations en adhérant à un éco-organisme ou en mettant en place un système individuel agréé.

En France, les dispositions relatives à la collecte des DEEE ménagers transposant la directive DEEE figurent aux articles R543-186 et suivants du Code de l'environnement. Ils fixent un objectif chiffré de taux de collecte national minimal annuel de 65 % du poids moyen d'équipement électrique et électronique mis sur le marché français au cours des trois années précédentes, ou de 85 % des déchets d'équipements électriques et électroniques produits, en poids (article R543-172-2, C. env.).

Les DEEE font l'objet d'une collecte séparée des déchets ménagers non triés, l'information du consommateur s'effectue par le marquage du DEEE avec le symbole de la poubelle barrée d'une croix, celui-ci doit être apposé d'une manière visible, lisible et indélébile (annexe IX, directive DEEE). La collecte s'opère par apport volontaire, par dépôt auprès des collectivités locales (déchetteries), auprès d'une association de l'économie sociale et solidaire, du producteur ou encore du distributeur qui a une obligation de reprise en contrepartie ou non de l'achat d'un nouveau produit selon sa surface de vente. En France, trois éco-organismes agréés pour la période 2022-2027 procèdent à l'enlèvement et au traitement des DEEE ménagers (Ecologic, Ecosystem, Soren).

Les objectifs de collecte et de recyclage sont freinés par l'augmentation de la vitesse de mise sur le marché de nouveaux DEEE, de la faiblesse du taux réel de collecte — beaucoup de DEEE restent en dépôt chez les particuliers ou sont mélangés à d'autres déchets— et de l'absence de contrôle des gisements de DEEE, ce qui contribue à fausser les statistiques et à alimenter des filières parallèles et informelles : environ 57 % des DEEE échappent ainsi à la filière agréée (El Bouchtioui, 2023).

Les principaux freins à la collecte des petits équipements résultent ainsi à la fois d'un facteur de simplicité de l'acte d'apport/collecte qui entraîne le stockage inutile de DEEE de petites tailles mais recelant des terres rares, d'abandon dans les poubelles ménagères par absence de tri, ou encore de la réticence à jeter des appareils informatiques qui contiennent des données personnelles (Baldé, 2024).

3.1.1.1.3 Mouvements transfrontières et contrôle des flux de DEEE

On entend par « mouvement transfrontière » tout mouvement de déchets dangereux ou d'autres déchets en provenance d'une zone relevant de la compétence nationale d'un État et à destination d'une zone relevant de la compétence nationale d'un autre État (Convention de Bâle du 22 mars 1989 sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination, art. 2).

Depuis le 1^{er} janvier 2025, le règlement délégué (UE) 2024/3229 du 18 octobre 2024 modifiant le règlement (CE) no 1013/2006 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les amendements relatifs aux transferts de déchets d'équipements électriques et électroniques, convenus dans le cadre de la convention de Bâle rend applicable aux DEEE les règles de la convention de Bâle à laquelle l'UE a adhéré. L'objectif est de parvenir à une gestion écologiquement rationnelle et de contribuer à limiter les mouvements transfrontières illicites de déchets selon un principe de proximité et d'autosuffisance de gestion.

Au-delà de l'organisation de la sécurité des transferts des DEEE à l'intérieur de l'UE, le règlement délégué (UE) 2024/3229 vise à prohiber ou soumettre à notification et consentement écrit préalable, les exportations et importations de DEEE vers ou en provenance des pays tiers. Néanmoins, cette organisation témoigne de **l'invisibilité de la présence de terres rares, qui est également à constater au regard des modalités de gestion des déchets, que ce soit en amont ou en aval de leur production.**

La prise en compte des impacts environnementaux tout au long du cycle de vie invite à considérer **les impacts globaux, soit à l'échelle planétaire** générés par l'utilisation des terres rares. Toutes les étapes du cycle de vie des matières et produits contenant des terres rares devraient en effet être prises en compte à une échelle internationale également. Le secteur textile peut être source d'inspiration par exemple, évaluant la perte textile (fiber loss) depuis la matière première en amont jusqu'au produit fini en aval (Sadowski et al., 2021).

Le cas des DEEE et de la Convention de Bâle. Sabaa Ahmad Khan revient sur l'histoire de l'adoption de la Convention de Bâle sur le transport des déchets dangereux, adoptée en 1989, qui montre que le cas du transfert de déchets toxiques des pays en développement vers les pays développés n'est pas nouveau (Sabaa Ahmad Khan, 2016). **Les déchets électroniques sont classés comme déchets dangereux dans l'annexe VIII de la Convention**, et tous les mouvements transfrontaliers de déchets électroniques entre les parties à la convention de Bâle doivent donc être contrôlés dans le cadre de la procédure du consentement préalable en connaissance de cause. Toutefois, l'annexe IX prévoit une

exception à cette règle générale, en exemptant les équipements électriques et électroniques usagés (EEE) destinés à une « réutilisation directe » de la définition des déchets dangereux. L'annexe IX stipule que les équipements électriques et électroniques usagés destinés à une réutilisation directe sont considérés comme des déchets non dangereux et mentionne en outre (dans une note de bas de page) que, dans certains pays, ce flux d'équipements électriques et électroniques usagés n'est pas du tout considéré comme un déchet. La définition large de la réutilisation fournie à l'annexe IX suggère que les DEEE destinés à la « réutilisation directe » ne se réfèrent pas uniquement à des équipements en état de marche, mais peuvent très bien inclure des produits électroniques non fonctionnels nécessitant une « réparation, une remise à neuf ou une mise à niveau ». Pour l'auteur, **l'exemption de l'annexe IX a fourni un portail efficace pour le déversement illégal de déchets électroniques dangereux dans les pays en développement**. La plupart des parties à la Convention de Bâle ne font pas de distinction entre les importations de produits usagés et neufs, et par conséquent, les expéditions d'équipements électriques et électroniques presque en fin de vie échappent souvent à toutes les exigences de déclaration, de transport, de traitement, de stockage et de consentement normalement applicables aux mouvements transfrontaliers de déchets dangereux. Une contradiction entre les principes internationaux de libéralisation des échanges et de protection de l'environnement peut donc être relevée. *“With most global flows of e-waste being treated by informal recycling industries in developing countries, and given the continued structural exclusion of these marginalized e-waste recycling sectors from official waste governance paradigms, the globalization of e-waste raises important environmental justice and North—South development issues”*. Le succès de ce régime international dépend finalement de son couplage avec les contrôles législatifs nationaux sur les « produits ». Il nécessite une réflexion sérieuse sur les dimensions juridiques de la notion de consommation durable (Sabaa Ahmad Khan, 2016). **La Convention de Bâle ne traitant que des déchets et non des produits, il est déterminant de développer le cadre de la REP pour minimiser et prévenir les déchets à tous les niveaux.**

Par ailleurs, l'exportation de produits usagés et de déchets vers les pays en développement et les pays émergents qui ne disposent pas d'infrastructures de recyclage adéquates est parfois considérée comme l'une des principales causes de l'absence de recyclage des métaux critiques (Wilts et al., 2011). D'après ces auteurs, les taux d'exportation élevés des DEEE compromettent l'approche réglementaire de base de la REP, à savoir l'extension de la responsabilité physique et financière des producteurs à la phase de fin de vie de leurs produits. Par conséquent, l'un des principaux défis pour les métaux est de faire progresser le recyclage au-delà des frontières nationales et de favoriser une utilisation plus efficace tout au long de la chaîne de production. Les approches actuelles de la REP, axées sur les produits, qui se concentrent sur des quotas de recyclage basés sur la masse, ne créent pas d'incitations adéquates pour fournir des déchets contenant des métaux rares en vue d'un recyclage de haute qualité et devraient être modifiées par les aspects d'une gestion responsable des matériaux.

Ngom décrit quant à lui dans un article relatif aux terres rares d'Afrique le fait que **la prise de conscience d'une trop grande dépendance vis-à-vis des exportations chinoises et des limites des alternatives à l'utilisation des terres rares ou du recyclage de ces métaux a amené l'UE à chercher de nouvelles sources d'approvisionnement en Afrique** (Ngom, 2022). En effet, il démontre qu'en Afrique, les industriels peuvent utiliser à la fois le dumping économique (avec des coûts de production réduits), le dumping écologique (les dommages environnementaux causés ne seraient pas intégrés dans les coûts de production) et le dumping social (puisque'ils peuvent disposer d'une main-d'œuvre bon marché et peu regardante sur les conditions de travail). Or, l'exploitation irresponsable des terres ou des ressources naturelles africaines emporte des enjeux de portée planétaire : l'aggravation de la déforestation et de la pollution, l'expropriation et le chômage des jeunes paysans, l'insécurité sociale et alimentaire, l'urbanisation galopante des villes africaines et l'immigration clandestine vers l'Occident. Les enjeux géo-économiques, les défis géopolitiques et les dangers écologiques des terres rares nécessitent donc une

conscience écologique globale et un encadrement juridique international qui sont toujours en gestation face à l'urgence climatique mondiale, malgré l'évolution du droit de l'environnement.

3.1.2.4 Le rôle de la REP : un dispositif non encore stabilisé

De manière générale, l'encadrement juridique du recyclage repose sur la « **responsabilité élargie du producteur** » (la REP), qui consiste en l'obligation pour tout producteur ou détenteur de déchets d'en assurer ou d'en faire assurer la gestion, en application du principe pollueur-payeur (prévu à l'article L541-10 du Code de l'environnement : « Le producteur est responsable de la gestion du produit qu'il met sur le marché jusqu'à la fin de sa vie »). Elle implique, pour les producteurs de certains produits énumérés, de prendre en charge le financement de la prévention et de la gestion des déchets issus de ces produits en fin de vie (Micheaux, 2023; Wilts et al., 2011). Le financement s'opère soit à travers des cotisations versées à un éco-organisme, soit par la mise en place d'un système individuel de gestion des déchets.

La Responsabilité élargie des producteurs (REP, déchets, déchets électroniques, plastiques (Hsu et al., 2021), etc.) permet en effet de décharger les collectivités territoriales de tout ou partie des coûts de gestion des déchets et ainsi transférer le financement du contribuable vers le consommateur. Comme le souligne Micheaux, « le principe de Responsabilité Élargie du Producteur (REP) a émergé dans les années 1990 dans un contexte où la quantité de déchets a explosé et où les collectivités, jusque-là en charge de leur gestion, se sont vues dépasser par cette masse de déchets ainsi que par la complexité croissante de certains déchets à traiter » (Micheaux, 2023). Cette technique s'est progressivement généralisée et le nombre de filières concernées par la REP s'est vu multiplié.

Les filières à responsabilité élargie permettent d'économiser les ressources par le développement d'un recyclage performant des déchets. Par ailleurs, les filières de REP présentent l'intérêt d'internaliser dans le prix de vente du produit neuf les coûts de gestion à travers l'éco-contribution, incitant les fabricants à privilégier une démarche d'éco-conception, par exemple par l'allongement de la durabilité des produits. En 2025, la France est l'un des pays qui recourent le plus à ce dispositif, on recense 29 filières de REP confondues entre les filières REP européennes et françaises⁴. La filière REP historique comprend par exemple les équipements électriques et électroniques, les piles et accumulateurs et les véhicules hors d'usage ; des filières ont ensuite été développées, concernant notamment le secteur du bâtiment et des produits professionnels.

Bien que le concept tende à se généraliser et soit largement prôné dans la littérature scientifique, **il n'existe pas de définition uniforme de la REP**. L'OCDE l'a formulée de manière très générale comme suit : « instrument de politique environnementale qui étend les obligations du producteur à l'égard d'un produit jusqu'aux stades de son cycle de vie situés en aval de la consommation. »⁵.

Il existe cependant un vaste débat sur sa spécification concrète et les implications de sa mise en œuvre. Dans ce contexte, certains auteurs proposent d'ailleurs la création d'une convention spécifiquement sur la question de la REP et du recyclage des métaux. Celle-ci devrait selon eux définir des normes spécifiques à des groupes de matériaux et des objectifs intermédiaires pour l'achèvement des cycles de matériaux industriels. Ceux-ci devraient être basés sur les quantités actuellement utilisées, en établissant des procédures de recyclage et de valorisation de qualité. Une telle convention devrait en outre fixer des standards de recyclage, des règles de suivi et de reporting renforcés, des obligations de reporting

⁴ Voir le site internet de l'ADEME pour des détails sur chaque filière : <https://filiere-rep.ademe.fr/filiere-rep>.

⁵ OCDE (2017), La responsabilité élargie du producteur: Une mise à jour des lignes directrices pour une gestion efficace des déchets, Éditions OCDE, Paris.

contraignantes ainsi que des sanctions en cas de non-respect, par le biais, par exemple, d'une action civile visant à faire appliquer les pénalités contractuelles. En cas de non-respect répété des objectifs définis, il convient de prévoir des sanctions économiques à l'encontre des parties contractantes concernées. Pour les fabricants qui ne respectent pas leurs obligations, les auteurs de l'étude proposent d'instaurer une procédure contraignante de règlement des litiges. Une étape préliminaire pourrait consister, par exemple, en la possibilité d'exclure des entreprises ou des industries du financement public de la recherche. Une autre mesure à envisager pourrait consister à interdire à ces entreprises ou associations professionnelles de participer à l'élaboration de normes contraignantes. Il reste par ailleurs à résoudre la question de règles différentes au sein des filières de REP nationales, la Commission européenne poursuit ce but avec le projet LIFE4EPR — Vers une harmonisation des systèmes de responsabilité élargie des producteurs (REP) dans l'UE⁶.

La filière de responsabilité élargie des producteurs européenne relative aux déchets des équipements électriques et électroniques (DEEE) est considérée comme précurseur, puisqu'elle est la plus ancienne. Elle découle de la directive 2002/96/CE du 27 janvier 2003 relative aux DEEE et révisée par la directive 2012/19/UE du 4 juillet 2012 (directive dite DEEE II). Cette réglementation fixe des objectifs de collecte séparée et de valorisation ou recyclage globaux, par grandes catégories d'équipements (grands appareils, petits appareils, écrans, lampes, etc.). Les États membres doivent garantir que les DEEE collectés sont traités en séparant certains composants afin de faciliter la récupération de substances dangereuses ou rares. **La directive DEEE reste cependant générale : elle impose un recyclage par catégories d'appareils, mais ne fixe pas de quotas ni d'obligations spécifiques, y compris donc pour les ETR. Il est néanmoins prévu que la Commission européenne évalue d'ici le 31 décembre 2026 la nécessité de réviser la directive DEEE.**

Les filières de REP seront ensuite étendues à d'autres produits mais la filière DEEE est celle qui a inspiré d'autres pays, notamment la Chine dans sa politique d'éco-conception (D. Y. Huang et al., 2012), assurément en raison du phénomène d'accroissement de l'industrie électronique (Widmer et al., 2005) et donc des déchets afférents.

La Chine, qui a adopté la première loi sur l'économie circulaire dès 2008, se rapproche de la chronologie européenne: 10 sujets selon eux doivent faire l'objet de recherches (M. Pan et al., 2022) :

1. e-waste recycling system;
2. exploring untapped e-waste;
3. compliance assurance of stakeholders;
4. e-waste reverse logistics;
5. reward and punishment mechanisms in EPR system;
6. verifying the rationality of product classification;
7. recycling critical materials from urban mines;
8. setting a specific target for PfR;
9. "10R" of the circular economy strategy applied in the smart factory;
10. consumer attitude

Un renouvellement de la circularité par les politiques publiques s'est opéré essentiellement avec le Pacte vert européen 2019-2024 et le Circular Economy Action Plan de 2021 (Horn et al., 2023), ainsi qu'avec le Programme d'Action pour l'Environnement 2030 de l'UE (Bundgaard et al., 2024). Plus

⁶ <https://life4epr.ent.cat/>.

spécifiquement, le premier plan d'action de l'UE sur l'économie circulaire de décembre 2015 (EU CEAP) a introduit **la notion d'efficacité énergétique au sein de l'UE** ; ce plan d'action se compose de propositions législatives sur les déchets et d'un plan d'action couvrant l'ensemble du cycle de vie des produits et des matériaux. Au-delà de la simple gestion des déchets, il vise à accroître l'efficacité des matériaux et à promouvoir la circularité, en améliorant la réutilisation et le recyclage (Laura Talens Peiro et al., 2020).

Plusieurs textes sont tout de même dédiés à des flux prioritaires de déchets contenant des terres rares. Il s'agit par exemple du **Règlement (UE) 2023/1542 du 12 juillet 2023 relatif aux batteries et aux déchets de batteries**, modifiant la directive 2008/98/CE et le règlement (UE) 2019/1020, et abrogeant la directive 2006/66/CE. Des dispositions spécifiques peuvent concerner leur recyclage avec des objectifs relatifs aux métaux critiques ou dangereux. L'article 8 prévoit par exemple que d'ici 2028, les batteries des véhicules électriques devront être accompagnées d'une documentation qui démontre que ces batteries contiennent, dans les matières actives, une part en pourcentage minimal de cobalt (16 %), de lithium (6%) ou de nickel (6%), qui est issu de la valorisation des déchets de fabrication de batteries ou des déchets post-consommation, et pour le plomb, la part en pourcentage minimal de plomb (85%) qui est présent dans la batterie et qui est issu de la valorisation des déchets, pour chaque modèle de batterie, par an et par unité de fabrication. Ces taux étant amenés à augmenter d'ici 2036 hormis pour le plomb. Il est prévu qu'une extension des substances visées soit faite d'ici 2027 : une intégration des ETR dans les éléments à recycler conformément à la directive pourrait permettre de développer l'objectif de créer une « mine urbaine » d'ETR.

Les approches actuelles, basées sur des quotas de recyclage exprimés en masse et non qualitatifs, ne favorisent en outre pas un recyclage optimal des ETR (Wilts et al., 2011). Par exemple, **la directive Véhicules Usagés 2000/53/CE du 18 septembre 2000 dispose que 85% de la masse d'un véhicule usagé doit être réemployée et recyclée : ce sont donc les éléments de densité la plus élevée, en particulier l'acier ou l'aluminium, qui vont concentrer les efforts de recyclage.** La littérature juridique aborde cependant peu ces questions et en particulier ce qui concerne le réemploi des produits. **Une évolution vers une REP globale prenant en compte l'ensemble du cycle de vie des produits, développant de nouvelles métriques et intégrant des exigences spécifiques aux métaux critiques et en particulier aux ETR, est présentée par certains auteurs comme une option intéressante pour renforcer la circularité de ces ressources stratégiques à l'échelle mondiale** (Campbell-Johnston et al., 2023) — proposition reprise dans le projet **LIFE4EPR — Vers une harmonisation des systèmes de responsabilité élargie des producteurs (REP)** dans l'UE⁷ retenue par la Commission européenne en décembre 2025. La REP appliquée plus particulièrement aux ETR impliquerait pour les producteurs une obligation de financer la collecte, le tri et le recyclage des produits contenant des ETR, la mise en place d'un éco-organisme agréé par le biais d'une filière « terres rares » au même titre que celles pour les DEEE ou les batteries, une obligation de traçabilité et de déclaration des quantités mises sur le marché ou encore des obligations liées à l'écoconception. Pour les utilisateurs finaux, une REP appliquée aux ETR impliquerait notamment une obligation de remettre les produits en fin de vie à la filière agréée et un suivi.

Cependant, nombre de produits destinés à devenir des déchets contenant des terres rares ne font pas l'objet d'une législation spécifique. L'extraction des terres rares de ces déchets de produits doit-elle

⁷ Ibid.

justifier en retour une législation particulière et exiger de procéder ainsi pour l'ensemble des autres flux de déchets contenant des terres rares ?

3.1.2.5 L'enjeu de la collecte

Comme le souligne le rapport de la mission sur l'inventaire et le devenir des matériaux et composants des téléphones mobiles en 2016, « si on ne s'intéresse qu'à l'or, une tonne de cartes électroniques peut contenir en moyenne 200 grammes d'or, tandis que la concentration d'une très bonne mine est évaluée à 5 grammes par tonne de minerai ». Or, une grande partie du gisement de matériaux contenant des terres rares ne peut être exploité car la collecte reste insuffisante. Ainsi, 100 millions de téléphones portables « dorment » dans les tiroirs des français⁸.

La collecte est l'une des **composantes de la gestion des déchets que sont** : « la collecte, le transport, la valorisation et l'élimination des déchets, y compris la surveillance de ces opérations ainsi que la surveillance des sites de décharge après leur fermeture et notamment les actions menées en tant que négociant ou courtier » (art. 3-9 de la directive cadre de 2008 sur les déchets). Elle est définie à l'article 3-10 de ce même texte comme « **le ramassage des déchets, y compris leur tri et stockage préliminaires, en vue de leur transport vers une installation de traitement des déchets** ». En tant que composante de la gestion des déchets, la collecte est également soumise à l'article 13 de la directive déchets selon lequel « Les États membres prennent les mesures nécessaires pour assurer que la gestion des déchets se fait sans mettre en danger la santé humaine et sans nuire à l'environnement, et notamment :

- a. sans créer de risque pour l'eau, l'air, le sol, la faune ou la flore ;
- b. sans provoquer de nuisances sonores ou olfactives ; et
- c. sans porter atteinte aux paysages et aux sites présentant un intérêt particulier ».

Le succès du recyclage repose largement sur un système de collecte efficace, soit un système qui permet de réceptionner le maximum de déchets et dans des conditions qui en facilitent son recyclage. Respectivement, cela implique **de faciliter le dépôt du plus grand nombre de déchets** en multipliant les points de tri mais également **en organisant leur tri au préalable**.

Concernant l'organisation du tri des déchets, le considérant 28 de la directive déchets de 2008 précise que « le sixième programme d'action communautaire pour l'environnement préconise des mesures visant à assurer le tri à la source, **la collecte et le recyclage des flux de déchets prioritaires**. Conformément à cet objectif et **pour faciliter ou améliorer les possibilités de valorisation, les déchets devraient être collectés séparément**, pour autant que cette opération soit réalisable d'un point de vue technique, environnemental et économique avant de subir des opérations de valorisation qui produisent le meilleur résultat global sur le plan de l'environnement ». Ceci est précisé à l'article 10 de la même directive et selon lequel « 1. Les États membres prennent les mesures nécessaires pour veiller à ce que les déchets subissent des opérations de valorisation conformément aux articles 4 et 13 » et « 2. Lorsque cela est nécessaire pour le respect du paragraphe 1 et pour faciliter ou améliorer la valorisation, les déchets sont collectés séparément, pour autant que cette opération soit réalisable d'un point de vue technique, environnemental et économique, et ne sont pas mélangés à d'autres déchets ou matériaux

⁸ Rapport d'information n° 850 (2015-2016) de Mme Marie-Christine Blandin, fait au nom de la mission d'information sur l'inventaire et le devenir des matériaux et composants des téléphones mobiles, déposé le 27 septembre 2016.

aux propriétés différentes ». L'article 11 de cette même directive indique que « Les États membres prennent des mesures **pour promouvoir un recyclage de qualité** et, à cet effet, mettent en place des collectes séparées des déchets lorsqu'elles sont réalisables et souhaitables d'un point de vue technique, environnemental et économique afin de respecter les normes de qualité nécessaires pour les secteurs concernés du recyclage ». Ce même article ajoute que « Sous réserve de l'article 10, paragraphe 2, la collecte séparée est instaurée d'ici 2015 **au moins pour : le papier, le métal, le plastique et le verre** ».

La collecte séparée des déchets est donc préconisée pour faciliter ou améliorer la collecte des déchets, dispositions applicables aux déchets de produits contenant des terres rares, si cela est de nature à servir l'objectif de leur recyclage. Au regard de la diversité de déchets de produits contenant des terres rares concernés, la logique du tri à réaliser peut également être source de difficultés.

Concernant le « gisement » de déchets disponible en vue d'un recyclage, le considérant 17 de la directive déchets indique que « Les programmes de collecte des déchets qui ne sont pas menés à titre professionnel ne devraient pas être soumis à enregistrement dans la mesure où ils constituent un moindre risque et contribuent à la collecte séparée des déchets. Des exemples de tels programmes sont la collecte de médicaments par les pharmacies, **les programmes de reprise dans les magasins de biens de consommation** et les programmes collectifs dans les écoles ». Ce considérant est à croiser avec l'article 15. 4 du même texte selon lequel « les États membres prennent les mesures nécessaires pour que, sur leur territoire, les établissements ou les entreprises qui assurent la collecte ou le transport de déchets à titre professionnel acheminent les déchets collectés et transportés vers des installations de traitement appropriées respectant les dispositions de l'article 13 ». Dans la mesure où nombre de déchets de produits de terres rares peuvent être concernés par ces programmes de reprise dans les magasins, en particulier les déchets électroniques et ménagers, cette exonération pourrait entraîner une certaine invisibilité d'une partie du gisement de déchets à considérer pour le recyclage.

Enfin, il est également important de mentionner que les déchets dangereux font l'objet de dispositions particulières, incluant leur collecte. Selon l'article 17 de la directive déchets, « Les États membres prennent les mesures nécessaires afin que la production, la collecte et le transport des déchets dangereux, ainsi que leur stockage et leur traitement, soient réalisés dans des conditions de protection de l'environnement et de la santé humaine qui respectent les dispositions de l'article 13, y compris des mesures visant à assurer la traçabilité des déchets dangereux depuis le stade de la production jusqu'à la destination finale ainsi que leur contrôle afin de respecter les exigences des articles 35 et 36 ».

La filière de REP pour les DEEE : la collecte et le traitement des panneaux solaires usagés comme inspiration en vue d'une filière REP spécifique aux terres rares ?

En France, la collecte des panneaux solaires usagés s'opère dans le cadre de la filière de responsabilité élargie des producteurs relative aux déchets d'équipements électroniques et électriques (L541-10-1, 5° et R543-172, 7° du code de l'environnement). Elle est assurée par un éco-organisme agréé depuis le 1er janvier 2022 pour une durée de 6 ans et dont le financement est assuré par les producteurs. En 2024, la société SOREN, l'éco-organisme chargé de la collecte et du recyclage des panneaux photovoltaïques, a collecté deux tiers (77 %) des panneaux désinstallés pour en assurer le recyclage. L'arrêté du 27 octobre 2021 portant cahiers des charges des éco-organismes, des systèmes individuels et des organismes coordonnateurs de la filière à responsabilité élargie du producteur des équipements électriques et électroniques, fixe à 82 % le pourcentage minimal de recyclage et de préparation en vue de la réutilisation des quantités de DEEE collectés pour la catégorie des panneaux photovoltaïques à compter de 2024. L'éco-organisme pourvoit au traitement des déchets en procédant annuellement à l'échantillonnage et de caractérisation des flux de DEEE selon les modalités techniques proposées par l'ADEME. Cet exemple

témoigne de la logique du droit français qui répond généralement au coup par coup aux différents flux de déchets.

Selon l'arrêté du 27 octobre 2021, l'opération d'**échantillonnage** consiste à répartir les DEEE collectés issus d'un flux (les gros équipements pour le froid, les gros équipements hors froid, les écrans, les petits équipements en mélange) en plusieurs catégories mentionnées au II de l'article R. 543-172 du Code de l'environnement. L'opération de **caractérisation** consiste à identifier pour chaque flux de DEEE (les gros équipements pour le froid, les gros équipements hors froid, les écrans, les petits équipements en mélange, les lampes et les panneaux photovoltaïques), l'ensemble des composants, matières et substances dangereux et non dangereux issus du traitement du flux et à déterminer les quantités des composants, matières et substances dangereux et non dangereux recyclés, valorisés énergétiquement et éliminés.

C'est donc au stade de l'opération de caractérisation qu'il est possible pour l'éco-organisme d'identifier la présence de terres rares dans les DEEE. Opération qui devrait pouvoir être facilitée par l'information expresse donnée par le fabricant d'un produit contenant des ETR. Enfin, la méthode d'évaluation de la teneur d'un lot de déchet — composé de fragments et de matières morcelées — en fonction de leur taille et de celle des outils utilisés s'avère déterminante pour la fixation d'un prix de vente des matières recyclées (Barthet, 2023).

En résumé, au même titre que pour l'ensemble des matières ou substances revêtant la qualification juridique de déchets, le **recyclage comme mode de valorisation de ces derniers doit être privilégié**. Cet enjeu a été notamment clairement rappelé dans le cadre de la directive cadre 2008/98/CE sur les déchets du 19 novembre 2008 autour de la notion de « société européenne du recyclage ». Dans son Considérant 41, elle indique en effet, qu'« Afin de tendre vers une société européenne du recyclage avec un niveau élevé de rendement des ressources, il convient de fixer des objectifs pour la préparation en vue du réemploi et le recyclage des déchets ». Avec une nouvelle législation européenne prévue sur le recyclage en 2026, le droit met au cœur de l'organisation du recyclage des déchets l'exigence d'une connexion forte avec l'écoconception ainsi que la question de la mise en visibilité de nouveaux flux prioritaires de déchets. Cette dimension résonne de façon particulière dans le cadre de déchets de produits contenant des terres rares et la priorité donnée à **la collecte et la valorisation des matières premières critiques**.

L'éco-conception et le recyclage sont deux faces d'une même pièce qui ne peuvent être pensées distinctement, le producteur doit s'assurer dès la conception du produit de la façon dont ce dernier sera traité en fin d'utilisation, sa gestion (collecte, traitement) étant financée par ce même producteur par le biais d'éco-organismes. La filière de responsabilité élargie des producteurs relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) est considérée comme précurseur : elle a été impulsée par la directive 2002/96/CE du 27 janvier 2003 (révisée par la directive 2012/19/UE du 4 juillet 2012). Le Règlement batterie fait quant à lui figure de modèle en matière de récupération de métaux rares avec des objectifs chiffrés dans le temps, qui pourraient s'étendre aux terres rares dans le futur.

En conclusion, la législation applicable prend en considération les produits comprenant les terres rares au même titre que tous les produits et vise à éviter qu'ils ne deviennent des déchets. Plus encore, plusieurs textes spécifiques dédiés à des produits contenant des terres rares existent. Ils sont susceptibles d'offrir une législation plus adaptée. Cependant, force est de constater qu'aucune de ces législations ne

fait de mention spécifique pour indiquer la présence de terres rares voire pour indiquer les actions spécifiques à réaliser à leur rencontre. Cette absence risque de ne pas accorder aux terres rares contenues dans les produits toute l'attention qu'elles devraient mériter, et ce dès la conception des produits afin d'en faciliter leur extraction, notamment du fait de leur caractère très dispersif. Le droit de la circularité souffre en outre d'une dispersion des textes malgré un règlement cadre sur l'écoconception, lui-même à lire avec la directive cadre sur les déchets et les textes sectoriels (batteries, etc.). L'importance du droit des terres rares dans la construction du droit de la circularité nécessite d'interroger l'effectivité des récents textes, le suivi des mesures mises en œuvre et d'en observer à l'avenir les sanctions.

3.1.3 La problématique des terres rares : un révélateur des limites et opportunités du recyclage ?

Les besoins exponentiels en terres rares remettent en cause d'une certaine manière la logique idéaliste sur laquelle repose actuellement l'économie circulaire. Cette même problématique met aussi l'accent sur des approches présentes mais peu exploitées dans le droit des déchets qui pourtant offre l'occasion d'appréhender de façon plus complète les impacts créés par les terres rares et leurs produits. Il s'agit du cycle de vie.

3.1.3.1 Le recyclage : frein à la mise en place d'une approche de sobriété ?

L'impulsion initiale de la circularité se situe au niveau de la mise en place d'une approche intégrée de gestion durable des déchets (Halkos & Aslanidis, 2024), du recyclage de ces derniers et de leur prévention par l'éco-conception. La circularité s'est vue saisie par le droit à la suite au constat de l'accélération économique des dernières décennies qui a résulté en la **hausse constante de l'utilisation des ressources**, la hausse des émissions conjuguée avec une augmentation des déchets produits par les européens. En cela, **l'économie circulaire** est perçue comme **vecteur de ralentissement du flux de ressources** tout en permettant la création de valeur. En d'autres termes, l'économie circulaire traduit un objectif de sobriété, un droit de la modération qui tend à la bonne intendance des ressources naturelles.

Cette logique avait été préalablement véhiculée dans une communication de la Commission du 21 décembre 2005 sur la stratégie thématique pour la prévention et le recyclage des déchets (COM(2005) 666 final, stratégie préalable à la directive cadre sur les déchets de 2008. En particulier, la Commission conservait l'ADN de la législation déchets fondée sur la réduction de la production de déchets, la promotion de sa réutilisation, son recyclage et sa valorisation, soit la réitération assez ancienne d'un mode de gestion des déchets. Elle y a ajouté, cependant, l'objectif de réduire l'impact négatif global de l'utilisation des ressources, en particulier en favorisant la transition vers « une économie de recyclage ».

En cela, **la notion d'économie circulaire — paradigme désormais populaire auprès des entreprises et des décideurs** (Bocken et al., 2022) — **fait écho, en droit de l'Union européenne**, à l'article 191, paragraphe 1 du Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne prévoyant « l'utilisation prudente et rationnelle des ressources naturelles ». En réalité, cet objectif est ancien puisqu'il existe dans le droit communautaire depuis le Traité de Paris du 18 avril 1951 instituant la Communauté européenne du charbon et de l'acier (CECA) ; son article 3 d prévoyait ainsi que « les institutions de la Communauté doivent, dans le cadre de leurs attributions respectives et dans l'intérêt commun : [...] promouvoir une politique d'exploitation rationnelle des ressources naturelles évitant leur épuisement inconsidéré » (Baudouin, 2024).

Si l'économie circulaire et le principe de l'utilisation prudente et rationnelle des ressources tendent tous deux vers une économie des ressources jusqu'à laisser penser que l'économie circulaire serait une version plus moderne du principe de l'utilisation des ressources naturelles (article L. 110-1.2 du code de l'environnement et ODD 12-2), il n'en est rien. La conception de la sobriété qui sous-tend ces notions diverge en réalité. Alors que le principe de l'utilisation prudente et rationnelle des ressources renvoie à l'idée de gestion d'un stock de ressources naturelles et donc de quantité disponible limitée à gérer, **l'économie circulaire répond in fine par l'utilisation d'un nouveau gisement à exploiter, jusqu'ici négligé : les déchets**. Dès lors, il s'agit avant tout d'une sobriété *matérielle* s'appuyant largement sur l'utilisation évitée de nouvelles ressources naturelles mais non directement sur le stock de ressources naturelles disponibles. Cette logique de recourir à d'autres sources de terres rares s'entend en raison de la demande croissante mais tend à induire quelque peu en erreur quant à l'ambition de sobriété affichée à l'égard des ressources. L'économie circulaire rime toutefois ici avec un réel effort de sobriété - *comportementale* - lorsqu'il s'agit d'envisager la réparabilité d'un produit contenant des terres rares afin d'allonger leur durée de vie et non l'achat d'un nouveau. Toutefois, cet effort pèse en réalité sur les producteurs et consommateurs et non sur une utilisation moindre de ressources primaires. Il faut par ailleurs rappeler l'absence de mesures dans le règlement éco-conception sur l'allongement de la **durée légale de garantie** - 2 ans actuellement - qui est pourtant un point essentiel pour la durabilité des produits et la lutte contre l'obsolescence programmée (Moyse, 2020). Il existe néanmoins en droit français la faculté pour le vendeur de proposer une garantie commerciale de durabilité à l'article L217-23 du code de la consommation, c'est-à-dire pour une durée supérieure à 2 ans.

Le nouveau plan d'action européen pour une économie circulaire de 2020⁹ issu du Pacte vert fait toutefois état de cet équilibre quantitatif des ressources en indiquant que « l'UE doit accélérer la transition vers un modèle de croissance régénérative qui rend à la planète davantage qu'il ne prend, progresser sur la voie d'une consommation maîtrisée restant dans les limites des ressources de la planète et, par conséquent, s'efforcer de réduire son empreinte de consommation et de doubler son taux d'utilisation de matières contribuant à l'économie circulaire au cours de la prochaine décennie ». Ce plan s'inscrit dans une moins grande dépendance aux matières premières. En particulier, il est indiqué que « des modèles innovants fondés sur une relation plus étroite avec la clientèle, la personnalisation de masse, l'économie du partage et l'économie collaborative, et ayant pour moteur des technologies numériques telles que l'internet des objets, les mégadonnées, la chaîne de blocs et l'intelligence artificielle, permettront d'accélérer non seulement la circularité, mais aussi la dématérialisation de notre économie, et rendront ainsi l'Europe moins dépendante des matières premières ».

Il n'y a pas de distinction entre les matières premières visées car il est évident que les technologies numériques ou l'intelligence artificielle affichée comme solutions requièrent plus encore de recourir aux terres rares. Si l'on s'attarde sur les récents textes (Halkos & Aslanidis, 2024)¹⁰, la demande de terres rares au nom de la transition écologique va s'accroître, rendant indispensable ce nouveau gisement issu de déchets mais ne répondant que temporairement ou accessoirement à la demande exponentielle. Le besoin exponentiel de terres rares au nom de la transition écologique crée toutefois un certain malaise dans la mesure où il est source d'incohérence dans les modalités de protection de l'environnement. Plus largement, ce sont les réponses jugées innovantes à l'utilisation rationnelle des ressources qui sont source de fortes contradictions.

⁹ Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions, *Un nouveau plan d'action pour une économie circulaire- Pour une Europe plus propre et plus compétitive*, COM(2020) 98 final du 11 mars 2020.

¹⁰ Règlement (UE) 2024/1735 du Parlement européen et du Conseil du 13 juin 2024 relatif à l'établissement d'un cadre de mesures en vue de renforcer l'écosystème européen de la fabrication de produits de technologie « zéro net » et modifiant le règlement (UE) 2018/1724 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE) JOUE n° L; JO L. 2024/1735, 28.6.2024).

Toutefois, alors même que cette notion est au cœur de la circularité, soit le cycle de vie, elle a été peu exploitée dans le droit des déchets. Cependant, cette entrée offre l'occasion d'appréhender une vision holistique des impacts créés par la fabrication et le devenir de produits à base de terres rares et de mettre ou remettre l'accent sur les contradictions, urgences à considérer.

3.1.3.2 Donner plus de normativité à la notion de cycle de vie pour penser l'ensemble des impacts environnementaux liés à l'usage des terres rares

La notion de cycle de vie n'est pas étrangère au droit. Elle est présente dans le droit des déchets et plus précisément dans la directive cadre des déchets de 2008. Cependant, pour reprendre les propos de P. Thieffry « Si la directive 2008/98, la nouvelle 'directive-cadre sur les déchets', marque tant un incontestable affinement de la hiérarchie des modes de gestion des déchets que la consécration de son caractère normatif, la prise en compte de l'analyse du cycle de vie dans sa mise en œuvre à proprement parler reste très relative » (Thieffry, 2009). L'auteur souligne le caractère dérogatoire de la prise en compte du cycle de vie des déchets. Il est rappelé que la directive prévoit expressément la possibilité de s'écarter de la hiérarchie pour certains « flux de déchets » spécifiques. Or, cet écart doit être justifié « par une réflexion fondée sur l'approche de cycle de vie concernant les effets globaux de la production et de la gestion de ces déchets ».

Or, cette invitation à considérer l'analyse du cycle de vie n'est pas récente. Dès 1997, il était question de promouvoir et s'appuyer sur les instruments d'analyse de cycle de vie et d'éco-bilans en vue d'orienter les priorités à venir relatives à la gestion des déchets¹¹. La communication du 21 décembre 2005 sur la stratégie thématique pour la prévention et le recyclage des déchets¹², préparant la directive cadre sur les déchets de 2008 avait pour ambition de « clarifier les objectifs de la politique de gestion des déchets... afin d'appliquer de façon explicite l'approche 'cycle de vie' ». Associée à cette prise en compte spécifique était visée le fait que la politique européenne de gestion des déchets devait « contribuer à une réduction globale de l'impact environnemental de l'utilisation des ressources ».

Or, cette prise en compte des impacts environnementaux **tout au long du cycle de vie exige de réévaluer la somme des impacts environnementaux dès l'extraction des ressources de terres rares comme composantes de nouveaux produits** en considérant également leur extraction des produits usagés. La Commission européenne a adopté une recommandation pour que les États adoptent une méthode harmonisée d'analyse du cycle de vie du produit. Dans sa recommandation (UE) 2021/2279 du 15 décembre 2021 relative à l'utilisation de méthodes d'empreinte environnementale pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits (PEF) sur l'ensemble du cycle de vie, la Commission préconise des instructions détaillées sur la manière de modéliser et de calculer les impacts environnementaux des produits, celles-ci s'appuient sur des pratiques, des indicateurs et des règles existants et internationalement admis (notamment la norme ISO 14044, le manuel ILCD International Reference Life Cycle Data System, l'empreinte écologique ou Ecological Footprint Standard, le protocole sur les gaz à effet de serre ou Greenhouse Gaz Protocole, etc.). Selon la distinction opérée par l'OCDE, il existe six types d'analyse de flux de matière qui sont, chacun, associé à un outil comptable. L'analyse du cycle de vie fait partie de ces analyses ; elle est réalisée à l'aide d'inventaires de cycles de vie. Elle a pour objet de mieux connaître et de comprendre la circulation des flux de matière dans un système

¹¹ Cons. UE, rés. 24 févr. 1997 sur une stratégie communautaire pour la gestion des déchets : JOCE n° C 76, 11 mars 1997, p. 1.

¹² COM(2005) 666 final.

particulier : celui du cycle de vie d'un produit¹³. « Méthode d'évaluation environnementale, (elle) permet de quantifier les impacts d'un produit (qu'il s'agisse d'un bien, d'un service, voire d'un procédé) sur l'ensemble de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières qui le composent jusqu'à l'élimination en fin de vie, en passant par les phases de distribution et d'utilisation » (Ademe). L'analyse du Cycle de vie est un outil normalisé. En effet, selon la norme ISO 14040, la méthodologie de l'ACV est composée de huit dimensions : la définition des objectifs et du domaine d'application de l'ACV, la phase d'inventaire, la phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie, la phase d'interprétation, la communication et la revue critique de l'analyse du cycle de vie, les limitations de l'analyse, la relation entre les phases de l'analyse du cycle de vie, les conditions d'utilisation des choix de valeurs et des éléments facultatifs. Ces étapes sont décrites dans la norme ISO 14044. La norme ISO 14040 est révisée tous les cinq ans, afin d'en garantir la pertinence¹⁴.

En tout état de cause, la réelle prise en compte du cycle de vie exige une plus grande cohérence juridique du cadre applicable (Langlais, 2010). C'est ce qui ressort également de l'étude d'Ida Mae de Waal qui identifie plusieurs freins juridiques à une prise en compte plus circulaire des déchets électroniques (identifiés dans la littérature mais aussi des entretiens avec des praticiens aux Pays-Bas) (Ida Mae De Waal, 2023). Pour l'auteur, il serait souhaitable d'améliorer l'interaction au sein du cadre juridique régissant le cycle de vie des EEE ; de mieux aligner la législation sur les objectifs de l'économie circulaire et de la réflexion sur le cycle de vie, notamment en déplaçant l'accent de la directive DEEE vers des niveaux plus élevés de la hiérarchie des déchets, ainsi qu'en faisant un meilleur usage des instruments et possibilités existants dans la législation, tels que l'amélioration de la REP et la définition d'exigences plus circulaires en matière d'écoconception. Et ce, sans perdre de vue les aspects pratiques, tels que l'applicabilité et la complexité de la législation (Ida Mae De Waal, 2023).

À l'échelle nationale et régionale, plusieurs études (Gu et al., 2018; Huiyun et al., 2019; Mazzarano, 2022; Qiu & Suh, 2019; Wakolbinger et al., 2014; Y. Wang et al., 2024) montrent ainsi que **les politiques efficaces pour exploiter la mine urbaine reposent sur un équilibre entre régulation juridique, incitations économiques et innovation, et surtout sur la collaboration entre les différents acteurs de la chaîne**. Les modèles centralisés pilotés par les fabricants, lorsqu'ils sont combinés à REP, offrent de meilleures performances de collecte et de traçabilité. La littérature fait également valoir que pour réussir dans son rôle de sécurisation des ressources, le recyclage doit être pensé sur une base *régionale*, ce qui restreint les exportations de DEEE (Y. Wang et al., 2024). Manhart, bien que se plaçant dans un cadre général et pas uniquement sur les ETR, insiste par exemple sur la nécessité d'une coopération internationale poussée, combinant prétraitement manuel dans les pays en développement et raffinage industriel dans les pays du Nord, afin d'optimiser les coûts et de limiter les exportations illégales (Manhart, 2011). Par ailleurs, l'étude de Li et al., bien qu'appliquée aux batteries des véhicules électriques qui ne contiennent pas d'ETR, introduit une idée transposable : l'usage de systèmes d'incitation basés sur la blockchain et des « tokens »¹⁵ (H. Li et al., 2023). Ce mécanisme hybride combine incitations de marché et régulation publique et pourrait être appliqué au recyclage des ETR pour améliorer la transparence, la participation des consommateurs et la valorisation des flux recyclés. Ces approches s'inscrivent dans une

¹³ Commissariat général au développement durable, « Matières mobilisées par l'économie française. Comptes de flux pour une gestion durable des ressources », *Etudes et document*, n° 6, juin 2009, p. 12.

¹⁴ La norme ISO 14040 est révisée tous les cinq ans, afin d'en garantir la pertinence. Intitulée « Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre », cette norme spécifie les principes et le cadre applicables à la réalisation d'analyses du cycle de vie.

¹⁵ La blockchain est un système de registre numérique distribué et les tokens constituent les actifs qui sont échangés par le biais de ce registre. Les tokens peuvent être liés à des objets physiques (les batteries ici) et être liés à des dispositifs de collecte et de consigne.

logique de circularité coordonnée, où la collaboration entre producteurs, recycleurs, distributeurs et consommateurs devient un levier essentiel de réussite.

En conclusion, le droit relatif à l'économie circulaire pourrait permettre d'organiser le recyclage des ETR en s'appuyant entre autres sur la REP pour structurer une filière, ou encore sur l'écoconception pour faire en sorte que les industriels pensent en amont la production d'objets plus facilement recyclables (cf. chapitre II). L'analyse d'une large littérature en sciences sociales montre par ailleurs les facteurs bloquants actuels pour organiser le recyclage à grande échelle. Tout d'abord elle pointe la **difficulté à constituer des stocks d'objets suffisants pour recycler de façon économiquement viable** (tout en soulignant la possibilité de parvenir à une telle viabilité pour certains déchets électroniques). Le droit international concernant l'interdiction d'exports de déchets électroniques dangereux du Nord vers le Sud (Convention de Bâle de 1989) n'est pas suffisamment effectif, ce qui en plus de conséquences environnementales et sociales délétères pour les pays du Sud, rend plus difficile et moins rentable la collecte d'objets électroniques pour recycler les ETR dans le Nord. La réglementation européenne fait du déchet électronique à la fois une source de danger et une source de valeur, ce qui crée des injonctions contradictoires (Kama, 2015). Pour le moment, les coûts informationnels, d'organisation matérielle et humaine pour structurer une filière de recyclage sont peu incitatifs pour les acteurs économiques à s'investir dans la structuration d'une filière. Le passage de l'idée de REP à sa traduction concrète suppose le développement d'un système de collecte et de traitement d'une très grande complexité (un ex. avec l'état de Washington : (Gui et al., 2013)). **La littérature pointe le rôle important de la puissance publique pour structurer la filière par la mobilisation d'instruments juridiques, financiers et d'incitation à l'égard des consommateurs** (remise en circulation de leurs appareils électroniques hors d'usage).

Enfin, parce que la littérature concernant le recyclage des ETR analyse principalement le problème sous l'angle des déchets électroniques, un certain nombre de problématiques demeurent encore à explorer. En effet, les ETR des dispositifs électroniques étant très dispersés, leur recyclage peut impliquer des modalités de collecte et de stockage qui entrent en conflit avec la façon dont les déchets électroniques sont aujourd'hui collectés. **Des centres de traitement situés relativement proches des lieux de collecte (comme c'est le cas actuellement) risquent de ne pas avoir suffisamment de volume à traiter pour recycler les ETR de façon rentable.** Le rôle et la structuration des éco-organismes en situation de collecter les déchets pour le recyclage des ETR, sans que ceux-ci ne se retrouvent à avoir un pouvoir de marché excessif (c'est-à-dire en achetant à très bas coûts les objets grâce à leur rôle central dans l'organisation de la filière), ne sont pas étudiés pour le moment dans la littérature. Il y aurait de même un intérêt important, scientifique et en termes de politique publique, à **tirer des enseignements des tentatives avortées de création de certains centres de recyclage d'ETR**, à l'image de la fermeture des ateliers Rhodia-Solvay de Saint-Fons et de La Rochelle en 2016. De telles études n'existent pas actuellement dans la littérature. À l'inverse, une entreprise française, Caremag, a annoncé en mars 2025 son souhait de commencer son activité de recyclage des ETR (aimants permanents) fin 2026. Compte tenu des enjeux économiques, politiques et scientifiques majeurs que revêt une telle entreprise, des études d'économie et de sociologie de l'innovation pourraient être menées pour suivre le projet et tirer des enseignements pour la structuration d'une filière plus vaste.

En montrant les difficultés pour les entreprises d'organiser le recyclage des déchets électroniques, la littérature indique la nécessité d'une structuration volontariste de la filière, par les industriels, mais plus certainement par l'État. Cela suppose, en retour, la possibilité de produire des données fiables sur les stocks d'objets à recycler, de financer la filière pour initier une dynamique d'ampleur ou encore d'orienter la conduite des consommateurs pour inciter au recyclage via de l'information, de la subvention ou l'organisation de la collecte d'objets.

3.2 Organisation concrète et étapes du recyclage

L'essentiel

Le recyclage apparaît comme une alternative de production plus responsable des ETR. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV), en lien avec l'Analyse des Flux de Matières (AFM), montre que les procédés de recyclage ont une empreinte carbone inférieure à celle de l'extraction primaire.

Le recyclage des ETR s'organise en trois étapes basées sur le démontage et le pré-traitement pour isoler les fractions utiles, la mise en œuvre de procédés thermiques, chimiques ou biologiques pour concentrer les métaux, et la conversion/mise en forme finale.

Les verrous majeurs du démontage concernent l'hétérogénéité des assemblages et la complexité des fixations, limitant l'automatisation des opérations. La rentabilité dépend aussi de la valorisation conjointe de tout le « cocktail métallique ». Les filières existantes du pré-traitement montrent une faisabilité technique avérée avec cependant des optimisations à concrétiser.

S'agissant du cœur de procédé, les procédés pyrométallurgiques offrent simplicité et durabilité relative, mais sont énergivores et peu adaptés aux flux dilués, tandis que l'hydrométallurgie et ses déclinaisons (extraction liquide-liquide, adsorption sélective, électrochimie) constituent le socle de la séparation. Les approches non conventionnelles (solvométallurgie, ionométallurgie, biométallurgie) ainsi que les boucles courtes* (telle que la voie "aimant à aimant") ouvrent des voies plus durables bien qu'elles nécessitent encore des validations à l'échelle industrielle.

Dans le contexte décrit dans la partie 3.1, la recherche incrémentale joue un rôle clé. Elle peut conduire à des avancées technologiques majeures dans le domaine du recyclage des ETR, à condition d'être accompagnée d'une dynamique sociétale favorable et d'une volonté politique forte en matière d'innovation. Ces travaux doivent intégrer à la fois les impératifs économiques et les enjeux environnementaux, en favorisant des procédés limitant la production de déchets secondaires et valorisant des dérivés à haute valeur ajoutée. Le développement de technologies de bio-métallurgie, d'hydrométallurgie et de pyrométallurgie doit permettre de réduire significativement l'impact environnemental de la minéralurgie et de la métallurgie extractive.

Par ailleurs, la mise en place d'une « nouvelle industrie » du recyclage se doit d'être éco-conçue. Cette industrie devra intégrer des procédés propres et sûrs, moins gourmands en énergie et en matières premières, tout en minimisant la production de déchets et d'effluents. L'intensification des procédés doit à la fois améliorer les performances techniques et garantir un bilan économique et environnemental optimisé. Le développement d'outils de modélisation permettant d'optimiser ces paramètres apparaît ainsi comme un enjeu primordial.

Enfin, bien que l'objectif à long terme soit de concevoir des procédés limitant les rejets, il est actuellement difficile d'imaginer une industrie du recyclage totalement exempte de rejets. Il est donc essentiel de développer des solutions pour identifier, traiter et valoriser ces rejets. L'optimisation de la gestion de l'eau, la réduction des consommations énergétiques et la limitation des réactifs chimiques nécessaires aux procédés sont autant de défis à relever pour garantir la viabilité économique et environnementale du recyclage des terres rares en Europe.

Les DEEE qualifiés de « mines urbaines » contiennent pour beaucoup des terres rares qui peuvent être recyclées par la mise en œuvre des procédés de la métallurgie extractive, notamment la pyrométallurgie, l'hydrométallurgie ou la bio-métallurgie. Outre les enjeux associés à l'échantillonnage et à la caractérisation des gisements de déchets à recycler (notamment pour leur teneur en métaux stratégiques), ainsi que l'optimisation de leur collecte, le recyclage peut techniquement se décliner en quatre grandes parties, (i) la transformation du stock d'objets à recycler en gisement exploitable (ii) la tête de procédé comprenant le démontage/désassemblage et les processus physiques pour récupérer les fractions non ferreuses, (iii) le cœur du procédé relatif à l'enrichissement des métaux par des processus thermiques ou chimiques et (iv) la fin de procédé concernant une partie conversion et mise en forme des éléments triés (cette dernière partie étant traitée au chapitre 4).

3.2.1 Stocks et gisements

Le concept de mine urbaine se trouve déjà chez l'urbaniste Jane Jacobs, qui signalait dans *The Economy of Cities* (1969) que "les villes sont les mines du futur". Le concept réémerge dans les années 2010 (Johansson et al., 2013) et fait l'objet d'un usage très diversifié et non entièrement stabilisé (Cossu & Williams, 2015). Néanmoins, ces utilisations convergent : "urban mining" désigne principalement l'exploitation des métaux contenus dans les objets urbains -- objets meubles (véhicules, déchets électroniques) ou immeubles, que ceux-ci soient toujours sur pied ou dans les décharges. Dans ce dernier cas, on parle de "landfill mining" (Krook & Baas, 2013).

Pour analyser la mine urbaine, nous mobilisons trois concepts : les stocks, les flux et les gisements.

Les **stocks** désignent les quantités de matière immobilisées dans un système : cela peut concerner des éléments fongibles (par exemple, les déchets dans une usine d'incinération ou les voitures qui circulent en ville) ou des éléments infrastructurels (les bâtiments par exemple, ou les décharges). Pour ce qui concerne les métaux, Johansson et al. identifient 6 formes sous lesquelles ils apparaissent dans la mine urbaine -- les deux principales étant les produits en hibernation (c'est-à-dire les déchets qui n'ont pas encore rejoint des filières de traitement) et les décharges (Johansson et al., 2013). Les **flux** désignent la matière qui entre et qui sort du système, et donc, qui vient accroître ou diminuer les stocks. Mazzarano remarque que les flux sont contrôlés par plusieurs gammes de facteurs, en particulier les politiques publiques et les dynamiques d'innovation (Mazzarano, 2022). Enfin, le **gisement** désigne la matière qui peut être exploitée et valorisée au sein des stocks. La transformation d'un stock en gisement n'est pas automatique et se fait toujours avec des pertes (Z. Sun et al., 2016). Elle dépend de plusieurs types de processus : physiques (la matière est-elle accessible? Sous quelle forme physique se trouve-t-elle? En quelle concentration?), juridiques (qui possède les objets du stock? Est-il possible juridiquement de valoriser les déchets?), organisationnels (quelle est la durée d'usage des objets du stock?).

Dans ce qui suit, nous utilisons la littérature pour répondre à trois questions : quelle quantité d'ETR est actuellement stockée dans la mine urbaine? Comment transformer les stocks en gisement? Quelle contribution la mine urbaine est-elle à même de faire à la couverture des besoins en ETR?

3.2.1.1 Évaluer les stocks d'ETR contenus dans les objets

L'évaluation des stocks d'ETR contenus dans les objets est nécessaire, car comme le rappellent Xavier et al., "la viabilité économique de l'exploitation de la mine urbaine ne peut être évaluée qu'après la récupération des déchets, qui est une étape essentielle pour concentrer les matériaux afin d'en extraire la valeur" (p.4) (Xavier et al., 2023). En d'autres termes, connaître les stocks à la fois quantitativement, qualitativement et géographiquement est nécessaire afin de déterminer la possibilité de les transformer

en gisements, sans que cette possibilité n'aboutisse nécessairement à un recyclage effectif (Guyonnet et al., 2016).

La quantification des ETR présents dans des objets techniques a fait l'objet de premières évaluations au début des années 2010. En utilisant l'analyse des flux de matière, a et Graedel ont calculé les stocks et les flux d'ETR à partir des données de production et d'usage des USA, de la Chine et du Japon (Du & Graedel, 2011a). Ils concluent à un stock d'ETR en usage dans des objets techniques de 440 000 tonnes en 2007 (principalement La, Ce, Nd et Pr), soit 4 fois le taux d'extraction annuel en 2007. Cela amène les auteurs à conclure (p.4100) que le recyclage de ces quatre ETR, largement utilisés dans les aimants, les pots catalytiques et certaines applications métallurgiques pourrait remplacer une partie significative de l'extraction primaire. En revanche, la perspective pour les autres éléments, utilisés en moindre quantité et de manière dispersée, est beaucoup moins claire. Dans un article compagnon, les mêmes auteurs analysent les quantités d'ETR (Nd, Pr, Dy, Tb) présents en 2007 dans les aimants NdFeB utilisés dans les ordinateurs, les systèmes hifi, les éoliennes, les automobiles, les appareils électroménagers et les scanners à IRM. Ils estiment que les stocks se montent là encore à environ 4 fois la production annuelle (Du & Graedel, 2011b). De manière générale, au sein de la mine urbaine, ce sont les D3E (et en leur sein les aimants permanents) qui contiennent le plus d'ETR.

Par la suite, de nouvelles estimations globales sont produites, par exemple dans les travaux de Binnemans et al. (Binnemans et al., 2013). Fondée sur des chiffres de production d'ETR et sur l'estimation de la durée de vie de produits contenant des ETR, cette évaluation note qu'en 2020, environ 375000 tonnes d'ETR seront stockées dans des produits technologiques (tableau 7, p.18). Les aimants permanents (300 000 tonnes) constituent 80% du stock, le reste étant constitué par les batteries et les poudres phosphorescentes. Pour les aimants, en postulant une efficacité moyenne du processus de recyclage, et un flux sortant de 20 000 tonnes par an, ce seraient de 3300 à 6600 tonnes d'ETR qui pourraient être recyclés au niveau mondial. Rademaker et al., pour leur part, se concentrent sur la dynamique d'évolution des stocks et utilisent des données de vente, et non de production (Rademaker et al., 2013). Ils aboutissent à deux constatations : d'une part, la quantité de Néodyme contenue dans les éoliennes, les automobiles et les ordinateurs serait trois fois plus faible que celle calculée par Du et Graedel en 2011, car Rademaker et al. ont utilisé les chiffres d'usage des aimants, et non les chiffres de production. Cela illustre la très grande sensibilité des estimations aux données et aux hypothèses de départ, un point également noté par West (West, 2020). Deuxième constatation, le recyclage même efficace n'est pas à même de contribuer significativement à la sécurisation des ressources face à une demande qui croît exponentiellement (cf. infra). Les chiffres de Du, Graedel, Binnemans et Rademaker sont par la suite discutés régulièrement dans les publications qui s'intéressent à des objets particuliers : par exemple, pour les ETR contenus dans les véhicules (G. Xu et al., 2016; Yano et al., 2016) et ceux contenus dans les D3E (S. Zhang et al., 2017).

Si ces premières évaluations sont principalement faites à l'échelle mondiale, certaines études évaluent les stocks et les gisements potentiels à l'échelle nationale ou européenne. Les travaux de Guyonnet et al. sur les modèles dynamiques des flux et des stocks des ETR dans l'économie européenne documentent finement la distribution fonctionnelle des stocks de Nd et Dy dans les aimants et ceux de Tb dans les phosphores de lampe (Guyonnet et al., 2016). Silvestri et al. évaluent le potentiel de recyclage des ETR dans les batteries de véhicules électriques en Europe (Silvestri et al., 2021) : ils montrent que le recyclage peut réduire la demande pour les ETR vierges dès le milieu des années 2020, pour autant que des filières de recyclage soient créées et fonctionnent de manière efficace (taux de collecte élevé, efficacité des processus). Travaillant sur les USA, Maani et al. montrent qu'en vertu de la dynamique temporelle des usages, les produits en fin de vie (par exemple les véhicules électriques) ne seront pas en mesure de faire une contribution significative à l'approvisionnement en Néodyme avant 2035. Vers 2050, cependant, la réutilisation et le recyclage des aimants pourraient combler environ 70% de la demande en Néodyme aux USA (Maani et al., 2023).

De manière globale, il demeure difficile de quantifier et de prévoir le niveau de demande pour les ETR. Dans leur article, Nguyen et al. et donnent des indications pour le développement d'un meilleur système d'information sur l'utilisation des ETR (Nguyen et al., 2018). En économie, la manière la plus simple de procéder pour établir la demande est d'établir la demande apparente, c'est-à-dire de soustraire les importations aux exportations. Cela fonctionne bien pour les matériaux courants, peu transformés, et échangés en masse. Mais cette méthode ne fonctionne pas pour les ETR et les matériaux critiques, pour lesquels il est difficile d'établir le niveau de demande actuelle et future. La dizaine de méthodes existantes se heurtent à deux types de difficultés. D'abord, il existe des incohérences entre les données d'importation et les données d'exportation. Cela est dû à la difficulté pour les bases de données matière de suivre des produits finis ou semi-finis : la composition est variable, mal connue et se prête mal au codage utilisé dans les bases (code HD). Cela conduit à un reporting en unités monétaires, qui ne renseigne pas sur le niveau de la demande matérielle. Ensuite, les métaux mineurs comme les ETR ne sont pas bien documentés dans les bases de données matière : ils sont souvent agrégés dans la catégorie « métaux non ferreux » au pire, dans la catégorie « Terres rares » au mieux. Les efforts pour résorber ces difficultés, par exemple en développant des Multi-regional input-output databases, n'ont pas entièrement porté leurs fruits — y compris le projet ProSUM de l'Union européenne. Ce projet (2015-2017) a créé la base de données en libre accès Urban Mine Platform, qui contient les stocks et les flux de DEEE, de véhicules et de batteries pour 28 pays membres plus la Norvège et la Suisse sur la base de données douanières, commerciales mais aussi d'enquête de caractérisation d'objets. Si la base de données est assez robuste sur les stocks, l'estimation des flux se heurte à de fortes incertitudes sur la durée de vie des objets, le manque de données sur les parts de marché (par exemple pour les batteries), l'insuffisante prise en compte de la variabilité de la composition matière des objets et les incohérences entre les codes HS (ONU) et ProdCom (UE). Pour les ETR, cela aboutit dans certains cas à des incertitudes majeures : plus de 70% pour le Nd, par exemple (p. 1445).

À ces chiffres sur les *quantités*, il faut ajouter des considérations portant sur la *qualité* des stocks, c'est-à-dire en première analyse la concentration des objets en ETR : comme l'indiquent Gaustad et al (2021), la qualité (=concentration en ETR) joue un rôle essentiel dans la possibilité de transformer un stock en gisement. Ces auteurs introduisent une comparaison en termes de quantité et de qualité pour la totalité des sources secondaires (mine urbaine, résidus industriels et miniers). Mais la qualité des stocks ne se résume pas à la concentration en ETR : la facilité d'accès aux ETR (par exemple, via la facilité de désassemblage d'un objet) rentre également en ligne de compte (Z. Sun et al., 2016). Incorporer la qualité du gisement dans la réflexion sur le recyclage suppose donc la production de grandes quantités de données complexes, afin de mieux caractériser les stocks et les flux (Guyonnet et al., 2016).

Enfin, les stocks prennent une *forme* déterminée : objets dispersés, objets rassemblés dans des bâtiments ou des décharges (landfills). La forme prise par le stock joue sur la facilité avec laquelle on peut le mobiliser.

3.2.1.2 Transformer les stocks en gisements

La transformation d'un stock d'objets en gisement métallique exploitable est un point critique, bien identifié dans la littérature (Sverdrup et al., 2017). Cette transformation se trouve là encore sous le contrôle d'une pluralité de facteurs (Ouro-Salim, 2024). Certains d'entre eux sont consubstantiels aux dynamiques des systèmes de recyclage analysés *supra*. D'autres sont plus spécifiques aux ETR : c'est de ceux-ci que ce paragraphe traite. Nous avons identifié six défis techniques et organisationnels majeurs pour la transformation des stocks en gisements d'ETR. : la dispersion-dilution; la variabilité de la composition, l'hibernation et la durée de vie, la variabilité régionale des stocks, l'accessibilité des infrastructures et enfin, la question des pertes. Il est à noter, avec Barbosa et al., que la littérature se focalise sur des aspects techniques et économiques de l'urban mining, mais aborde moins ses aspects sociaux, qui jouent pourtant un rôle éminent dans la transformation stock-gisement (Barbosa Botelho Jr et al., 2023).

3.1.1.1.4 La dispersion

Le premier facteur limitant de la transformation des stocks en gisements tient au caractère dispersé des utilisations des ETR (Tesfaye et al., 2017). Habib et al. donnent l'exemple des petits aimants présents dans les téléphones :

« As highlighted by Habib et al. (2014, 2015), efficient recovery of most of the critical resources, such as REEs, from their end-use products is fraught with technical and economic challenges. This is mainly because these elements are usually used in small amounts per end-use product, e.g., a smart phone can have less than 1 g of NdFeB magnet where the REEs composition is usually around 30% only. Secondly, this <1 g magnet mass is the sum of a number of smaller magnets found in a smart phone, used for different components functionality such as camera and speakers. This makes it challenging to first locate these smaller magnets and then isolate them from the EoL phones in the most efficient manner. The similar case can be seen in other products such as laptops, notebooks etc. » (p.92) (Habib, 2019).

En prenant l'exemple du recyclage des DEEE dans le canton de Zurich, l'article de Simoni et al. fournit une des rares analyses empiriques de la littérature sur un exemple concret et localisé de démarche de recyclage (Simoni et al., 2015). Pour ce faire, il met en œuvre une démarche dérivée de la "sustainable livelihood approach", qui est un formalisme destiné à analyser des situations complexes liées à la durabilité. Dans ce contexte, les auteurs montrent que la dilution des ETR dans les produits et dans le processus de collecte et de recyclage est un facteur majeur de leur non-recyclage : à cause de ce processus, les stocks sont difficiles à transformer en gisements. De ce fait, les auteurs notent que chercher à récupérer les ETR dans des déchets domestiques (Municipal Solid Waste) : "makes no sense, because the MSW input concentrations measured at an incineration plant in Zurich (Gd = 0.75 ppm, Nd = 7.26 ppm, Pr = 1.9 ppm, Y = 7.85 ppm) (Morf et al., 2013) are even below those of the average crustal composition. Thus, even though the annual flow of Nd in the plant can be calculated to be about 1.5 tonnes per year (tpa), the REE are irrecoverable from an economic point of view. » (Simoni et al., 2015, p. 14).

Ces analyses permettent de nuancer les présentations qui font de l'"enhanced landfill mining" une source importante de métaux rares (Jones et al., 2013) : en l'espèce, la forme et la faible concentration du matériau du tout-venant rendent l'extraction d'ETR impossible.

La transformation du stock en gisement concerne donc surtout les sources relativement concentrées en ETR : les aimants Nd—Fe—B magnets, la batterie Ni—MH et les poudres phosphorescentes. L'avantage de ces déchets, selon les auteurs, est qu'ils peuvent être assez facilement placés dans un régime normatif (par exemple, un régime renforcé de responsabilité élargie du producteur proposé par Wilts et al. (Wilts et al., 2011)) qui facilite leur collecte, leur séparation et leur recyclage. Pourtant, la littérature portant sur les aimants contenus dans les disques durs montre que leur recyclage est loin d'être systématique (Peiro et al., 2020; Sabbaghi et al., 2019; Sprecher, Kleijn, et al., 2014) : le recyclage des disques durs est principalement motivé par la récupération de l'or et du palladium, pas des ETR, ce qui aboutit à des pertes notamment en néodyme.

3.1.1.1.5 La variabilité de la composition

Le second facteur est la variabilité du contenu en ETR selon les produits (forme et quantité). La littérature offre des exemples variés (Habib & Wenzel, 2014) : véhicules (Nguyen et al., 2019), disques durs, LED (Rebello et al., 2020). Le papier de Yano et al. analyse la composition chimique de 6 véhicules, afin de quantifier le contenu. Il montre que "Rare earth element (REE) contents were 3100 g for Hybrid Electric Vehicle and 710 g for Electric Vehicle, compared with 22—64 g for conventional vehicles". La conclusion de l'article indique qu'il existe une grande variabilité des teneurs selon les fabricants et les types de

véhicules, ce qui rend complexe l'estimation des stocks dans la perspective de leur transformation en gisement (Yano et al., 2019). Xu fait la même constatation dans son analyse du contenu en ETR des véhicules au Japon (G. Xu et al., 2016). La même constatation est faite par Ueberschaar et Rotter à propos des disques durs (Ueberschaar & Rotter, 2015).

Pour faire face à cette variabilité d'un point de vue analytique et pratique, Habib et al. développent une classification des objets de la mine urbaine afin de faciliter leur insertion dans l'économie circulaire (Habib et al., 2014). Le cas d'étude porte sur le stock anthropogénique d'aimants au Danemark (néodyme et dysprosium).

3.1.1.1.6 L'hibernation

Troisième facteur : la durée d'hibernation, c'est-à-dire la durée existant entre la fin de l'usage d'un objet et le moment où il entre dans les circuits de recyclage. Le passage du stock au gisement suppose de réduire la durée d'hibernation. Les études qui ont été menées sur les téléphones mobiles, par exemple, montrent que les consommateurs rechignent à le recycler dès la fin de leur usage et les stockent chez eux, souvent pendant plusieurs années : 61% des consommateurs enquêtés aux Pays-Bas par Inghels et Bahlmann le font (Inghels & Bahlmann, 2021), par exemple; 51% des consommateurs indiens enquêtés à Bangalore et à Kanpur par Rathore et al (Rathore et al., 2011). Plusieurs facteurs l'expliquent (Pierron et al., 2022) : la valeur du téléphone, son état de fonctionnement et la peur de regretter l'abandon de l'objet sont des déterminants importants du non-recyclage. De même que la petite taille des portables (faciles à laisser chez soi). De ce fait, même hors d'état de fonctionner, ces objets sont rarement vus comme des déchets, notamment pour les consommateurs les plus jeunes (Inghels & Bahlmann, 2021). Pour les téléphones portables, les incitations économiques au recyclage fonctionnent bien pour sortir les objets de l'hibernation.

Il est à noter que les études par questionnaires (qui sont majoritaires pour étudier les pratiques d'hibernation) donnent souvent des résultats différents et sous-évalués par rapport aux études fondées sur un échantillonnage réel des objets qui rejoignent des filières de recyclage. Huang et al. montrent que les produits électroménagers qui arrivent en centre de recyclage en Chine sont âgés de 11 à 19 ans, tandis que les ordinateurs sont légèrement plus récents (11 à 17 ans) (H. Huang et al., 2020). C'est plus que les âges collectés via des questionnaires, ce qui interroge sur les pratiques réelles d'usage, de conservation et de recyclage des D3E.

3.1.1.1.7 La variabilité régionale des stocks et gisements

Quatrième facteur, il existe une variabilité régionale des stocks et des gisements, qui s'expliquent par le niveau de consommation, les pratiques liées aux usages des objets (fréquence du don, par exemple) mais aussi par la présence ou l'absence d'infrastructures de recyclage (H. Huang et al., 2020). Sun et al. par exemple montrent qu'en Chine, le caractère régulé ou non des D3E amène à une très grande variabilité des objets qui rejoignent les infrastructures de recyclage : le recyclage "informel" capte une partie non négligeable des flux (B. Sun et al., 2023).

3.1.1.1.8 L'accessibilité des infrastructures

La question des infrastructures, qui est un des facteurs de la variabilité régionale de la transformation des stocks en gisements, a également fait l'objet d'études spécifiques. Elles montrent comment l'organisation de la filière et l'emplacement des infrastructures vont rendre possible un fonctionnement efficace du système : par exemple, Isernia et al. et Bruno et al. montrent comment, dans le cas italien, l'organisation spatiale des infrastructures de recyclage (notamment les infrastructures de collecte) pèse sur les objectifs de collecte des D3E (Bruno et al., 2021; Isernia et al., 2019). On retrouve ces préoccupations dans les pays de l'est de l'Europe, où une partie plus importante des habitants vivent en zone rurale. Elles s'assortissent alors de réflexions sur la manière d'améliorer la collecte des objets afin de constituer le gisement (Nowakowski, 2017; Nowakowski & Mrowczynska, 2018; Shevchenko et al., 2021).

3.1.1.1.9 Les pertes

La transformation des stocks en gisement se heurte souvent au caractère dispersif des usages des ETR : Zimmermann montre ainsi que l'yttrium utilisé pour réaliser des barrières thermiques à base de zirconium pour les moteurs d'avion est totalement dissipé (*dissipative losses*), que ce soit par l'usure ou par le renouvellement périodique de la barrière thermique (*re-coating*) (Zimmermann, 2017). Ce point est souvent minimisé : les pertes se produisent tout au long de la vie de l'objet et diminuent la faisabilité technique ou l'intérêt économique de recycler l'objet (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2014). Zimmermann distingue trois formes de pertes : les pertes dans l'environnement, les pertes en faveur d'autres flux matériels et les pertes au sein des décharges (Zimmermann & Gößling-Reisemann, 2013). Les ETR sont particulièrement concernés par les pertes dissipatives, d'après Zimmermann & Gößling-Reisemann, en raison des formes que prennent leurs usages. Charpentier-Poncelet et al. (2022), dans leur synthèse sur la réflexion sur la durée de vie des métaux dans l'économie (et donc les pertes) notent que les ETR sont caractérisés par une durée de vie assez courte dans l'économie, comparé au fer ou aux métaux précieux comme l'or : l'utilisation du Gadolinium dans les agents de contraste, par exemple, lui confère une vie utile extrêmement courte, qui est de nature à complexifier le recyclage (Charpentier Poncelet et al., 2022).

3.2.1.3 Quelle contribution le recyclage peut-il faire aux approvisionnements?

L'ensemble de ces considérations permet de comprendre pourquoi la contribution que le recyclage peut faire aux approvisionnements en terres rares reste complexe à établir.

Premièrement, on ne peut pas simplement se fonder sur les stocks pour établir les gisements, puis la quantité de métal recyclé : bien des paramètres sont à considérer. En l'espèce, les projections les plus solides se fondent sur un seul type de produits, les aimants Ne-Fe-B par exemple. Liu et al. analysent les stocks et le flux de néodyme entre 1990 et 2020 en se fondant sur des données douanières. D'après ces calculs, en trente ans, 880 000 tonnes de néodyme sont entrées dans l'économie, dont 79% pour la fabrication d'aimants permanents. Le néodyme n'est que faiblement recyclé, y compris au moment de la fabrication : les auteurs signalent donc la possibilité de couvrir une partie des besoins en développant le recyclage des "scraps" de fabrication (plutôt que des produits technologiques contenant des aimants permanents). Il est à noter cependant que l'ensemble des calculs repose sur des hypothèses dont il est difficile d'affirmer la robustesse (Q. Liu et al., 2022).

Deuxièmement, le recyclage dépendant de stocks d'objets produits historiquement, il ne peut pas combler une demande croissante (Maani et al., 2021). Il y aura donc mécaniquement une part de

ressources géologiques à exploiter, quelle que soit la qualité du recyclage, si la demande reste orientée à la hausse.

Troisièmement, le recyclage n'intervient pas uniquement de manière quantitative sur les approvisionnements, mais également de manière *qualitative*. Il permet par exemple de diminuer le *balance problem*, puisqu'il induit une plus grande sélectivité dans les ETR que la production primaire. Schulze et al., par exemple, montrent que le recyclage des aimants va affecter le marché des ETR primaires (notamment parce qu'il permet de tempérer le *balance problem*), sans pour autant assécher la production (voire limiter la surproduction de certains ETR) (Schulze, Weidema, et al., 2018).

« According to the scenario results, globally, between 18 and 22 percent of light REE (Nd and Pr) and 20—23 percent of heavy REE (Dy and Tb) demand for use in Nd-FeB magnet production could be met by supply from secondary sources from end-of-life magnets and industrial scrap in years 2020, 25 and 30. » (Schulze et al., 2018, p. 337).

La plupart des auteurs annoncent un déséquilibre persistant entre la vigueur de la demande future pour les ETR utilisés dans les applications électriques et électroniques (notamment les technologies bas carbone), et la capacité du recyclage à l'assurer (voir par exemple (Habib & Wenzel, 2014) pour Nd et Dy). Pour le dysprosium, par exemple, la demande en 2050 pourrait être de 10 à 30 supérieure à la demande en 2011 (Hoenderdaal et al., 2013). Pourtant, la contribution d'un recyclage renforcé n'est pas négligeable, surtout à un horizon de moyen terme. Les mêmes auteurs signalent que la mise en œuvre du recyclage pourrait réduire la demande (facteur 5 à 20 en 2050 par rapport à 2011). Les scénarios développés par Karali et Shah indiquent que le recyclage des ETR (Nd, Dy, Pr) pourrait, suivant leurs hypothèses, couvrir de 13,2 à 77,8% de la demande (50,6 kt) en 2050, suivant l'efficacité des dispositions de recyclage introduites (Karali & Shah, 2022). Wang et al. arrivent à une conclusion similaire en développant un modèle intégré, d'échelle régionale, de l'impact de l'économie circulaire sur la chaîne de valeur d'ETR critiques (avec des projections jusqu'en 2050) (P. Wang et al., 2024). Ils montrent que les stratégies d'économie circulaire (approchée via la réduction des usages donc de la consommation et l'augmentation du recyclage) peuvent significativement contribuer à la décarbonation et donc, à la réduction des GES. Le problème est qu'on peut craindre une pénurie absolue d'ETR, notamment de Dy, d'ici 2040. Le recyclage aboutit à rééquilibrer les pressions régionales sur la ressource :

« There are three key major benefits from CE strategies. First, on the demand side, CE can nearly halve the required Nd demand from 3,258 kt to 1,687 kt to achieve the same GHG reduction target. Second, aside from reduction in EOL losses, the circularity of Nd can be largely enhanced with an additional supply of 492 kt of Nd, 1.7 times the 288 kt in the baseline scenario. Third, with the assistance of demand reduction and improvements in circularity, CE can largely reduce the global and regional dependency by around 60% on primary RE minerals (with high geopolitical and environmental risks³²), the amount of which will decrease from 2,970 kt to 1,195 kt during 2021—2050. » (Wang et al., 2024, p. 98).

Si ces projections appellent de leurs vœux un développement du recyclage, il n'en reste pas moins que le niveau actuel du recyclage reste faible : dans leur analyse globale de la chaîne d'approvisionnement en Dy entre 1988 et 2021, Eheliyagoda et al. signalent que 97% du Dy produit pendant cette période n'a pas été recyclé (Eheliyagoda et al., 2023), tous les auteurs appelant à analyser et à amender les paramètres de "l'institutionnalisation" pour augmenter le taux de collecte.

3.2.2 Tête de procédés

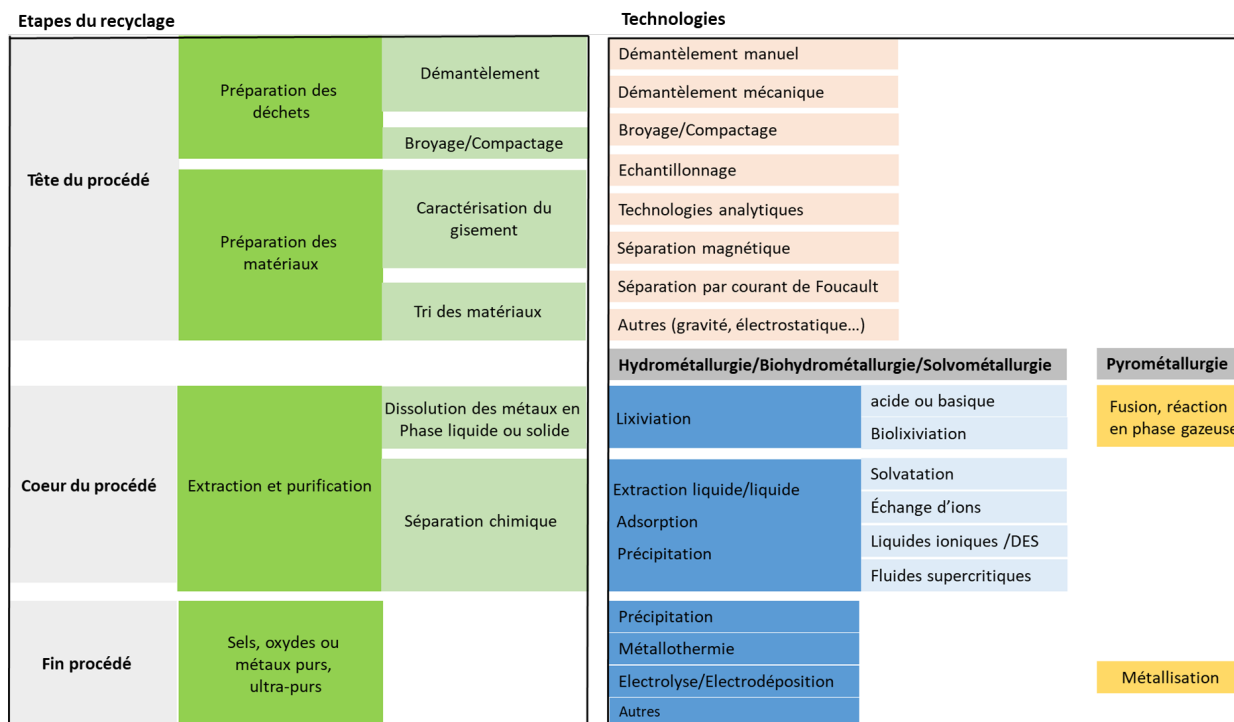


Figure 3.2 Les différentes étapes des procédés de recyclage

La tête de procédé, autrement nommée étape de prétraitement, est constituée essentiellement d'opérations de démantèlement mécanique de l'objet à recycler (fragilisation, déchetage, broyage ...) suivi d'étapes de tris physiques ou physico-chimiques et de tris optiques permettant d'atteindre le seuil de libération des métaux ciblés afin de préparer des flux de matière valorisable concentrée et d'alléger les étapes aval de métallurgie extractive. Avec l'augmentation de la complexité des objets de la mine urbaine dans lesquels les différentes phases (minérales, plastiques, métalliques) sont intimement liées, il est le plus souvent nécessaire de broyer finement les objets afin d'atteindre la maille de libération des phases métalliques. L'enjeu du développement des opérations unitaires de traitements physiques et physico-chimiques (tri optique, séparation magnétique, courants de Foucault, flottaison ou flottation) en préalable aux étapes de métallurgiques est primordial. Nécessaire pour optimiser l'efficacité des procédés en réduisant les impuretés, le pré-traitement est donc essentiel dans les opérations de recyclage pour « libérer » les métaux ciblés. Des méthodes de prétraitement personnalisées doivent être employées pour obtenir une séparation et une récupération satisfaisantes des fractions « importantes en termes de masse » dans les DEEE.

Dans ce cadre, le démontage est une étape visant à améliorer le processus de recyclage en séparant les composants les plus précieux contenant des parties métalliques des fractions non métalliques et/ou en retirant les composants dangereux mentionnés dans la directive DEEE 2012/19 à l'annexe VII fixant notamment les objectifs de collecte et les taux de recyclage et de valorisation (Sethurajan et al., 2019). Aujourd'hui, les unités de désassemblage sont manuelles et semi-automatiques. Généralement, après le démontage et le désassemblage, les métaux et les matériaux sont ensuite séparés sur la base de leur caractérisation physique, comme les caractéristiques électriques et magnétiques, le poids, etc. L'état actuel de la technique en matière de prétraitement physique des DEEE comprend des technologies telles que (i) le broyage et la réduction de la taille, (ii) les séparateurs par gravité, (iii) le tri magnétique et le courant de Foucault et (iv) la séparation optique.

La réduction de la taille est la première étape du prétraitement physique, et la taille appropriée est déterminée en fonction des étapes suivantes d'extraction/séparation. Généralement, pour les procédés d'hydrométallurgie, un broyage fin ($<200\text{ }\mu\text{m}$) est plus approprié, tandis que pour la pyrométallurgie, des matériaux relativement grossiers peuvent être utilisés. Outre le type de processus de traitement, le degré de libération dépend à la fois de la taille des particules et du type de déchets électroniques (D. T. Sun et al., 2018) (Mudali et al., 2021). Les déchiqueteuses et les broyeurs à marteaux sont principalement utilisés pour réduire la taille des déchets électroniques (Sethurajan et al., 2019). La séparation physique est l'étape requise après la réduction de la taille, qui peut être effectuée par différentes méthodes telles que le criblage vibratoire, la séparation basée sur la densité, la séparation basée sur la conductivité électrique, la susceptibilité magnétique, le tri optique, la fragilité et l'hydrophobie des phases (Sethurajan et al., 2019).

Un traitement thermique par calcination peut s'appliquer aux déchets électroniques complexes contenant de nombreux composants différents (De Marco et al., 2008), y compris les plastiques mélangés à des ETR (Hense et al., 2015). Un grillage est une autre méthode de prétraitement thermique réalisée en présence d'un agent d'oxydation utilisé pour oxyder les métaux solides ou en présence de réducteur dans le but de réduire les sels métalliques. Le grillage alcalin peut être utilisé comme méthode de prétraitement pour améliorer la sélectivité de la récupération des métaux dans la phase de lixiviation

3.2.2.1 Démontage/Démantèlement

3.2.2.1.1 Téléphones

Dans une publication récente commandée par l'UE et portant sur les options pour les systèmes de retour des petits équipements électriques et électroniques dans l'UE, les petits DEEE, tels que les téléphones portables, sont considérés comme un flux de déchets difficile, avec un faible taux de collecte mais une valeur intrinsèque élevée dans le cadre d'une économie circulaire (Directorate-General For Environment (European Commission) et al., 2022). Les téléphones mobiles peuvent être classés en plusieurs catégories : les téléphones fonctionnels (sans système d'exploitation, avec écran tactile et applications tierces), les téléphones multimédias (avec système d'exploitation, écran tactile, mais sans applications tierces) et les smartphones (avec écran tactile très réactif, système d'exploitation robuste et applications tierces) (Q. Tan et al., 2017). Ils comprennent une combinaison complexe et hétérogène de matériaux dont la nature de la composition dépend en grande partie du producteur, de l'année de production et de la catégorie du téléphone (Charles et al., 2017; Isildar et al., 2018). Les principales fractions de masse d'un téléphone portable sont les métaux, les plastiques, la céramique et d'autres matériaux à l'état de traces, la production utilisant jusqu'à 64 éléments (Tansel, 2017). En 2022, le nombre de téléphones mobiles en service dans le monde s'élevait à environ 16 milliards et devrait atteindre 18 milliards d'ici 2025¹⁶. La durée de vie d'un téléphone portable étant passée d'une moyenne de près de 5 ans dans les années 2000 (Tansel, 2017) à moins de 2 ou 3 ans actuellement (Vats & Singh, 2015), le remplacement rapide des téléphones mobiles, ainsi que leur faible taux de recyclage (d'environ 10 %) sur le marché commercial, entraînent d'importants tonnages de téléphones mobiles en fin de vie.

À ce jour, en raison de l'hétérogénéité complexe des téléphones portables, le démontage et le tri manuels des DEEE sont les techniques les plus utilisées pour séparer les différents composants en vue d'une récupération maximale des matériaux (Holgersson et al., 2018). Au-delà, des travaux pionniers relatant de l'automatisation robotique pour le désassemblage des téléphones mobiles (Kopacek & Kopacek, 2003) voient émerger aujourd'hui des méthodes de pointe via le développement du « machine learning » (Díaz et al., 2025) à l'image de la technologie Apple avec le robot Daisy capable de reconnaître

¹⁶ <https://www.statista.com/statistics/245501/multiplemobile-device-ownership-worldwide/>The Radicati Group, 2022

23 type de smartphones et de les démanteler (Rujanavech et al., 2016). Plus particulièrement, la littérature actuelle relative au démontage des téléphones portables pour le recyclage des ETR qu'ils contiennent est quasi inexistante en comparaison de la caractérisation qualitative et quantitative des métaux des cartes de circuits imprimés (PCB), avec des données plus limitées sur la composition des autres compartiments clés des téléphones portables, à savoir les écrans, les boîtiers, les haut-parleurs, les appareils photo et les batteries (Gómez et al., 2023). Pour accéder aux ETR, les téléphones sont démontés à la main et séparés en cinq compartiments clés : (i) les cartes de circuits imprimés (PCB), (ii) les écrans, (iii) les boîtiers, (iv) les composants électroniques (caméras et haut-parleurs) et (v) les batteries.

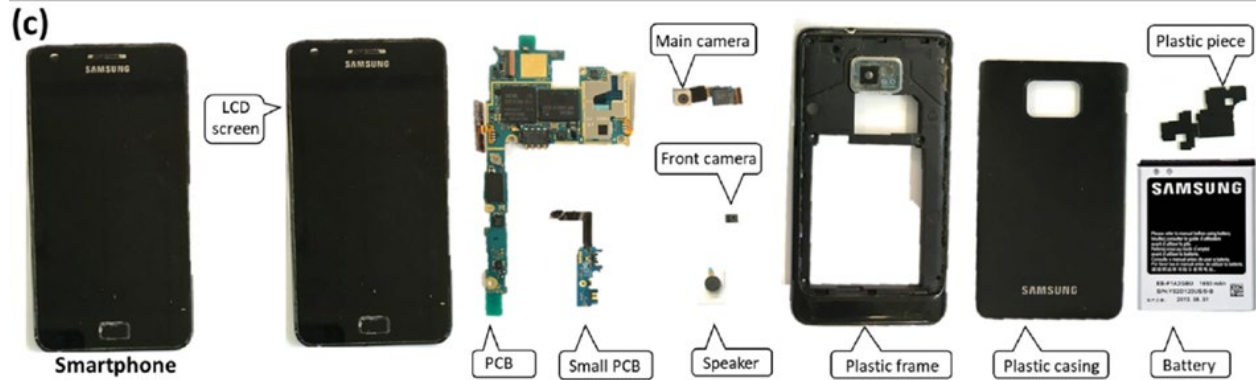


Figure 3.3 Classification des composants d'un téléphone mobile Samsung Galaxy S2. Tirée de (Gómez et al., 2023). Sous licence CC BY.

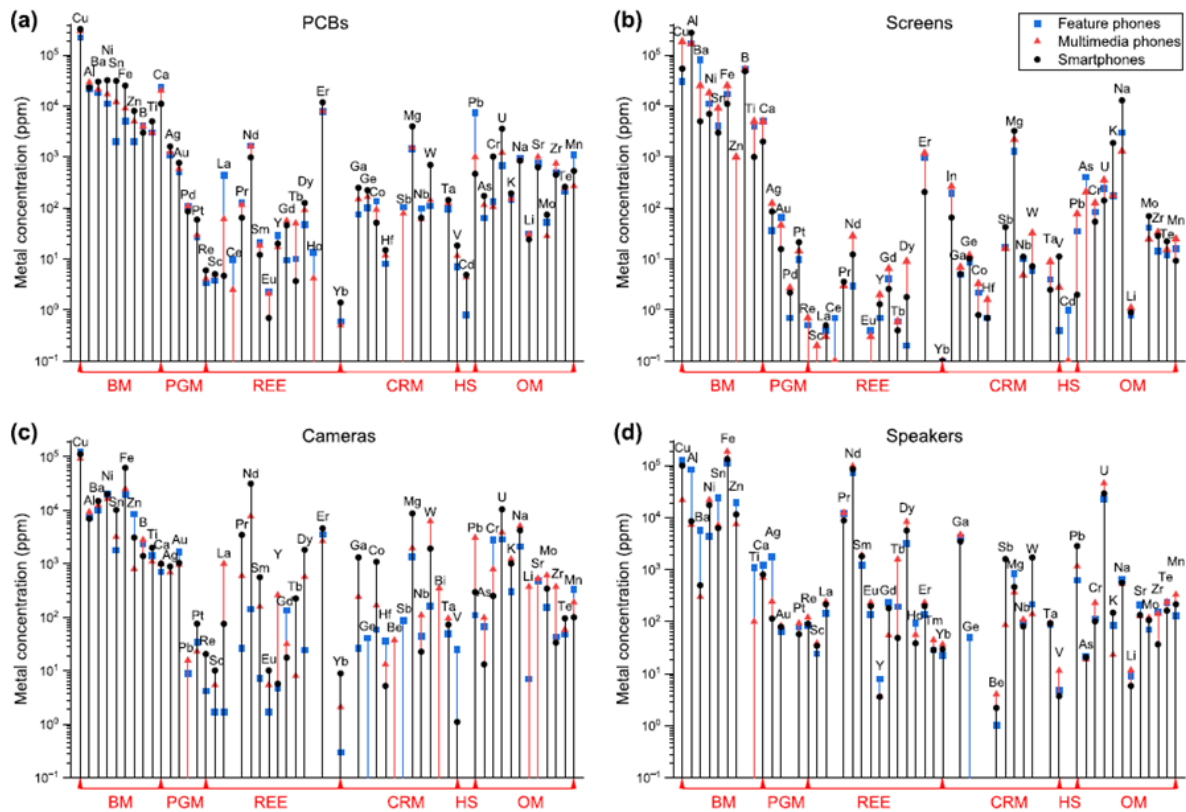


Figure 3.4 Concentration des métaux contenus dans les composants de téléphones portables multigénérationnels (Nokia 1690 c-2, Nokia N70, Samsung Galaxy S2). Tirée de (Gómez et al., 2023). Sous licence CC BY.

En moyenne, un téléphone portable est principalement composé de plastiques (40 %), de métaux (35 %) et de céramique (25 %). Parmi les métaux, le cuivre représente environ 58 % de la masse totale des métaux répartis dans les différents compartiments du téléphone. En moyenne, une tonne de téléphones portables en fin de vie peut contenir jusqu'à 53 kg de cuivre, 141 g d'or, 270 g d'argent, 10 g de platine, 18 g de palladium et 3,3 kg d'ETR, entre autres métaux précieux. Les ETR sont essentiellement concentrés dans les caméras et haut-parleurs (Nd, Pr et Dy) dans les aimants en particulier) ainsi qu'en moindre quantité dans les écrans et les cartes électroniques (Er).

3.2.2.1.2 Aimants permanents

NdFeB

Les aimants NdFeB ont été introduits dans les années 1980 par les sociétés General Motors (USA) et Sumitomo Special Metals (Japon) (Hamano, 1995) et sont devenus très vite indispensables au fonctionnement de nombreux équipements. En raison de leur rapport optimal puissance/taille, ces aimants sont largement utilisés aujourd'hui, qu'il s'agisse de petits appareils tels que les disques durs des PC et des ordinateurs portables, les smartphones et les lecteurs de musique, ou de grandes applications industrielles telles que les véhicules électriques et hybrides, les éoliennes offshore ou les réfrigérateurs. Ils contiennent généralement 60 à 70 % de Fe, 20 à 30 % de Nd, 0,5 à 7 % de Pr, 0,2 à 6 % de Dy, 0,3 à 1 % de B, 0,1 à 0,9 % d'Al et 0,4 à 3 % de Co sous la forme de $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$ (NdFeB). Les aimants NdFeB sont utilisés à 34 % pour les moteurs et les générateurs, à 14 % pour les disques durs et les DVD, à 11 % pour les véhicules électriques (VE), les voitures hybrides (VHE) et les vélos électriques, et à 7 % pour la production et le stockage d'énergie.

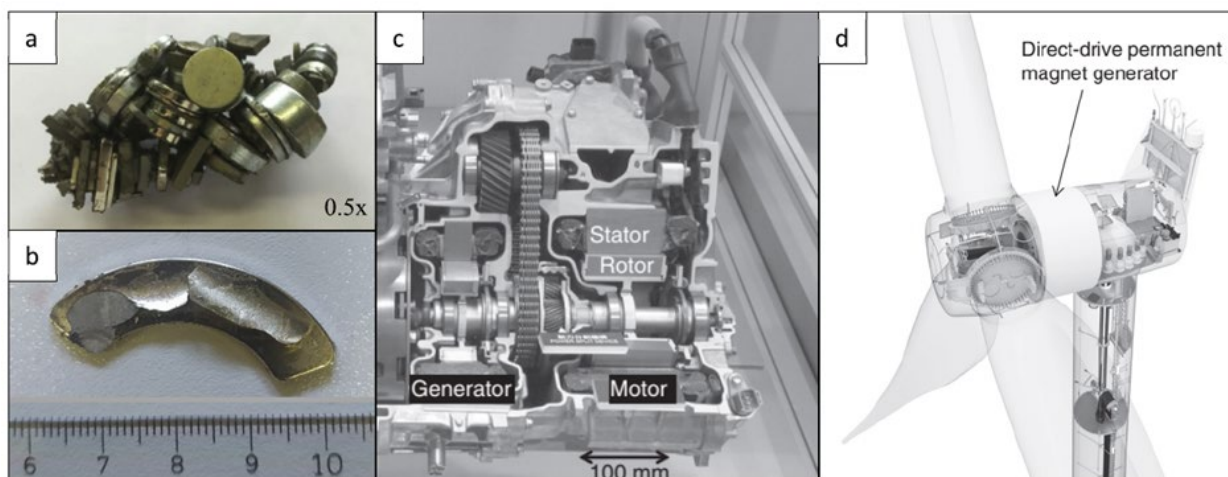


Figure 3.5 Application des NdFeB : a) Systems audio, b) disques durs, c) moteurs HDD, d) éolienne Harris, I.; Jewell, G. *Functional Materials for Sustainable Energy Applications*; 2012; pp 600–639 cité par Ghorbani et al., 2025. Tirée de (Ghorbani et al., 2025). Sous licence CC BY.

Selon l'application, ces aimants ont des masses et des cycles de vie différents. Les aimants utilisés dans les appareils électroniques pesant de 1 à 30 g sont en fin de vie après 2 à 5 ans de fonctionnement, ceux des VE et VHE pesant plus de 1 kg atteignent la limite après 16 ans, et les aimants utilisés dans les générateurs des éoliennes offshore pesant de 1 à 2 t fonctionnent pendant 20 à 30 ans. Les aimants NdFeB sont essentiellement fabriqués par frittage (90 %), les aimants collés par résine générant des champs magnétiques plus faibles que les aimants frittés. Toutefois, les aimants NdFeB frittés sont

sensibles à l'humidité et à l'oxydation et doivent être recouverts de Ni, Zn, Al ou d'alliage Ni-Cu-Ni. La R&D sur le recyclage des déchets de NdFeB est ainsi principalement axée sur les déchets d'aimants frittés en NdFeB (Xiao et al., 2023).

En fonction des propriétés physiques requises, les aimants NdFeB contiennent plusieurs ETR et d'autres éléments d'alliage (cf. section 2.1.1 pour plus de détails). L'alliage de base des aimants NdFeB est la phase $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$. Des ajouts spécifiques d'éléments sont utilisés pour ajuster les propriétés du matériau. Aujourd'hui, la plupart des activités de recyclage des ETR en sont encore au stade de la recherche et du développement, le déploiement industriel de procédés à grande échelle n'étant pas encore mis en place. En outre, les pratiques de recyclage existantes se sont principalement concentrées sur les aimants des petits équipements, dont les disques durs en raison de leur accessibilité et de leur disponibilité. Au cours de la prochaine décennie, en revanche, la plupart des aimants usagés proviendront des secteurs de l'énergie et de l'automobile, notamment des éoliennes, des VE et VHE.

La plupart des approches récentes pour le recyclage des aimants se concentrent sur le broyage des produits en fin de vie et la séparation du matériau magnétique des autres rebuts. Ce procédé permet de traiter différents composants tels que les disques durs (HDD) ou les machines synchrones à aimants permanents (PMSM) contenant des aimants à ETR, avec un débit élevé et une grande rentabilité. Cependant, ce type de procédé présente des inconvénients majeurs, limitant son développement et son industrialisation. En raison de la destruction importante des composants, la totalité du matériau ne peut pas être récupérée et sa pureté reste limitée. Le démontage des aimants n'en est donc pas tâche facile en raison de la conception compacte du produit, les aimants étant fortement attachés à d'autres composants et les recherches visant à optimiser le démantèlement des équipements les incorporant sont cruciales (Papetti et al., 2025).

La séparation des petits aimants est notamment problématique car ils sont collés, ont un champ magnétique puissant, se cassent puis se collent aux composants ferreux pendant les opérations de broyage. Pour y remédier, il est nécessaire de démagnétiser le matériau à des températures élevées. Cette méthode présente toutefois des inconvénients, dont la fonte des composants organiques (plastiques, colle, etc.). Hitachi utilise déjà des technologies d'impact et de vibration pour séparer les aimants des disques durs (K. Baba et al., 2013).

Le procédé se base sur une étape préliminaire de désassemblage à l'aide d'un désassembleur automatique développé entre 2009 et 2011. Le désassembleur exploite les propriétés de la structure vissée des disques durs. Il soumet le disque à des chocs et à des vibrations qui desserrent les vis, démontant automatiquement le disque en ses éléments constitutifs. Sa principale caractéristique repose sur la présence de trous de passage utilisés pour empêcher les aimants frittés d'être pulvérisés lors des impacts. Les aimants endommagés et pulvérisés risquent d'être affectés par des risques de combustion spontanée ou d'infiltration de contaminants lors des processus ultérieurs de recyclage des aimants, mais la collecte sélective par les trous de passage permet de récupérer les aimants sans les endommager, en les gardant pratiquement intacts.

Bien que moins abondante, la littérature en matière de désassemblage des moteurs synchrones à aimants permanents (PMSM) a montré qu'il est possible, à l'échelle laboratoire, de démonter les aimants permanents contenus dans les rotors de façon automatisée. Le procédé s'appuie sur la conception standard des PMSM et comprend plusieurs étapes clés. Après démagnétisation, le rotor est d'abord séparé du stator, puis les roulements sont démontés. La fixation axiale est ensuite desserrée, étape parfois pas nécessaire. Vient ensuite le démontage du paquet de tôles et du disque d'équilibrage, une opération sensible exigeant parfois de fortes forces de presse. Le paquet de tôles est ensuite segmenté si nécessaire, en tenant compte de l'assemblage des aimants et de la géométrie torsadée pour les performances. Enfin, la dernière étape consiste à retirer les aimants permanents, généralement fixés par un adhésif. Un procédé mécanique est privilégié pour limiter le temps et la consommation d'énergie,

mais il doit être répété de nombreuses fois. Le succès de l'automatisation repose sur une bonne compréhension des exigences techniques, justifiant la conduite d'essais expérimentaux pour valider et affiner le processus. Comme c'est typique pour les assemblages collés, il existe en effet un fort niveau d'incertitude et une grande influence du revêtement de surface de l'aimant (Heim et al., 2023).

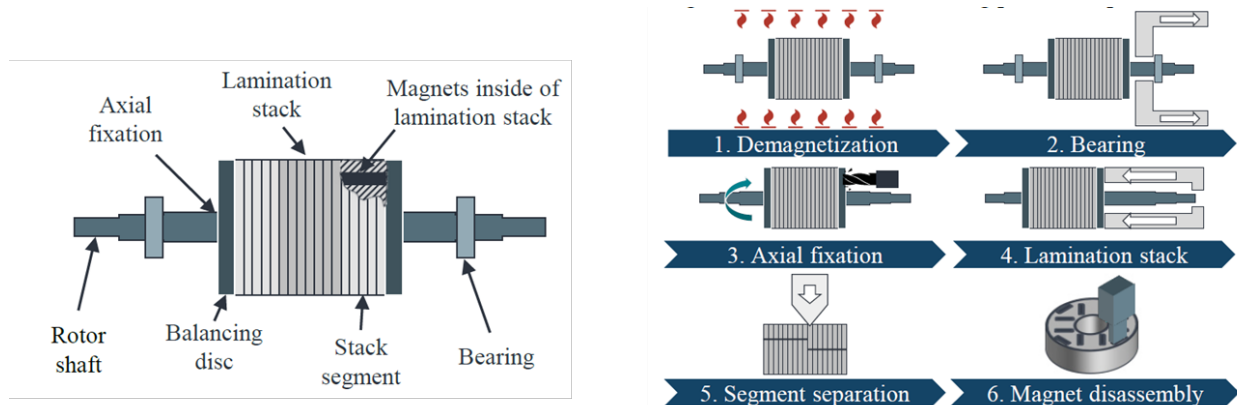


Figure 3.6 Représentation schématique d'un rotor de PMSM et étapes de démontage automatisé. Tirée de (Heim et al., 2023). Sous licence CC BY-NC-ND.

Aimants SmCo

L'autre type d'aimants, moins répandu et apparu en 1967, sont les alliages samarium-cobalt, qui possèdent une résistance à la démagnétisation élevée, une bonne résistance à la corrosion et une excellente stabilité thermique. Il existe deux alliages SmCo utilisés pour les aimants permanents, SmCo_5 ou $\text{Sm}_2\text{Co}_{17}$. Ces aimants peuvent contenir des mélanges de différents métaux de transition, tels que Fe, Zr et Cu. Pour des applications spécifiques, la résistance à la température et à la corrosion des aimants SmCo constitue des avantages majeurs par rapport aux aimants NdFeB (notamment pour l'aéronautique). Du fait qu'ils sont traditionnellement plus chers que les aimants NdFeB, leur part de marché est plus faible (moins de 2 %). Toutefois, ce marché est en croissance grâce à de nouvelles applications dans l'électronique grand public, les technologies automobile et médicale, l'aérospatiale et les équipements militaires. Il n'existe pas, à notre connaissance, d'article scientifique décrivant l'accès à ce type d'aimant.

3.2.2.1.3 Lampes

Les lampes fluorescentes représentent une source intéressante d'ETR, la poudre de luminophore constituant environ 3 % de la masse d'une lampe fluorescente. Les lampes se composent d'un tube de verre recouvert d'une poudre fluorescente constituée d'un mélange de phosphores rouges ($\text{Y}_2\text{O}_3:\text{Eu}^{3+}$, YOX), verts ($\text{LaPO}_4:\text{Ce}^{3+}$, Tb^{3+} , LAP ; $(\text{Ce},\text{Tb})\text{MgAl}_{11}\text{O}_{19}$, CAT ; $(\text{Gd},\text{Mg})\text{B}_5\text{O}_{10} : \text{Ce}^{3+}$, Tb^{3+} , CBT) et bleus ($\text{BaMgAl}_{10}\text{O}_{17}:\text{Eu}^{2+}$, BAM). Environ 40 à 50 % de la poudre est composée de phosphore halophosphate (HALO), qui émet une lumière blanche et ne contient pas d'ETR. Compte tenu de la diversité des lampes à recycler, les fractions de phosphore contiennent six ETR : La, Ce, Eu, Gd, Tb, Y associés à de nombreux autres éléments dont Al, Si, P, Ca en concentrations relativement importantes, et Ba, Sr, Mg, Mn, Sb, Cl, F, Hg, Pb, Cd en concentrations faibles ou à l'état de traces. Les procédés de récupération des ETR des lampes fluorescentes usagées impliquent généralement une séquence d'étapes de traitement comprenant l'élimination du mercure, la récupération des fractions métalliques et de verre par broyage et tamisage et l'isolement de la poudre de phosphore fluorescent (Binnemans et al., 2013). Les lampes au phosphore contiennent des quantités importantes d'alumine (Al_2O_3) et de silice (SiO_2) qui sont utilisées

comme couche barrière présente entre la couche de phosphore et le tube de verre. Sa principale fonction est de protéger l'enveloppe de verre des vapeurs de mercure, permettant d'éviter la réduction du rendement lumineux de la lampe. La couche barrière améliore également l'efficacité de la lampe en réfléchissant la lumière UV qui traverse la couche de phosphore vers la couche de verre. Les lampes fluorescentes en fin de vie sont collectées dans de nombreux pays, car elles constituent des déchets dangereux en raison de leur teneur en mercure. Après la collecte, les lampes sont traitées par des entreprises spécialisées pour recycler le verre, le métal (filaments, électrodes d'alimentation, capuchons), les plastiques (capuchons, isolateurs), la poudre de phosphore et le mercure. Le verre propre peut être utilisé pour la production de nouvelles lampes, et les autres morceaux de verre peuvent être utilisés pour fabriquer de nouveaux produits en verre. Le taux de recyclage actuel dans certains pays producteurs est de 4 % en Chine, 7 % au Canada, 9 % au Japon, 20 % aux États-Unis et 28 % en Corée du Sud (Dhawan & Tanvar, 2022).

Les pièces métalliques sont envoyées dans des installations de recyclage des métaux et les pièces en plastique sont brûlées. Les lampes à tube linéaire sont relativement faciles à recycler, en coupant les extrémités du tube et en entraînant la poudre par grattage, lavage à l'eau ou par jet d'air (méthode « end cut/air push»). Plusieurs entreprises ont commercialisé cette méthode, notamment Mercury Recovery Technology Company aux Pays-Bas, WEREC, OS-RAM, BISON, et OSRAM (appartenant à Siemens) en Allemagne, dont beaucoup ont travaillé conjointement au développement du système « end cut/air push » (Anand et al., 2019; Lee et al., 2015). Le recyclage des autres formes de lampes et en particulier des lampes fluorescentes compactes (LFC) est plus problématique. La plupart de ces lampes usagées sont broyées et déchiquetées pour récupérer le culot, les matériaux en aluminium/métal, la poudre de phosphore et le mercure. Les morceaux de verre cassés sont séparés de la poudre de phosphore par une opération de tamisage. Ce tamisage peut s'effectuer par un procédé sec ou humide. Toutefois, il n'est pas possible d'éliminer les particules de verre très fines de la poudre de phosphore de lampe. La fraction de phosphore de lampe peut contenir jusqu'à 50 % en poids de verre. Cette fraction de verre diminue la valeur intrinsèque des luminophores, car elle dilue la teneur en ETR. En outre, les fines particules de verre rendent le recyclage complet des luminophores plus difficile, car le traitement de la fraction de luminophores avec un flux de Na_2CO_3 à haute température transforme également les fines particules de verre en silicates solubles, contaminant ainsi les solutions d'alimentation de l'usine de séparation des ETR avec du silicium.

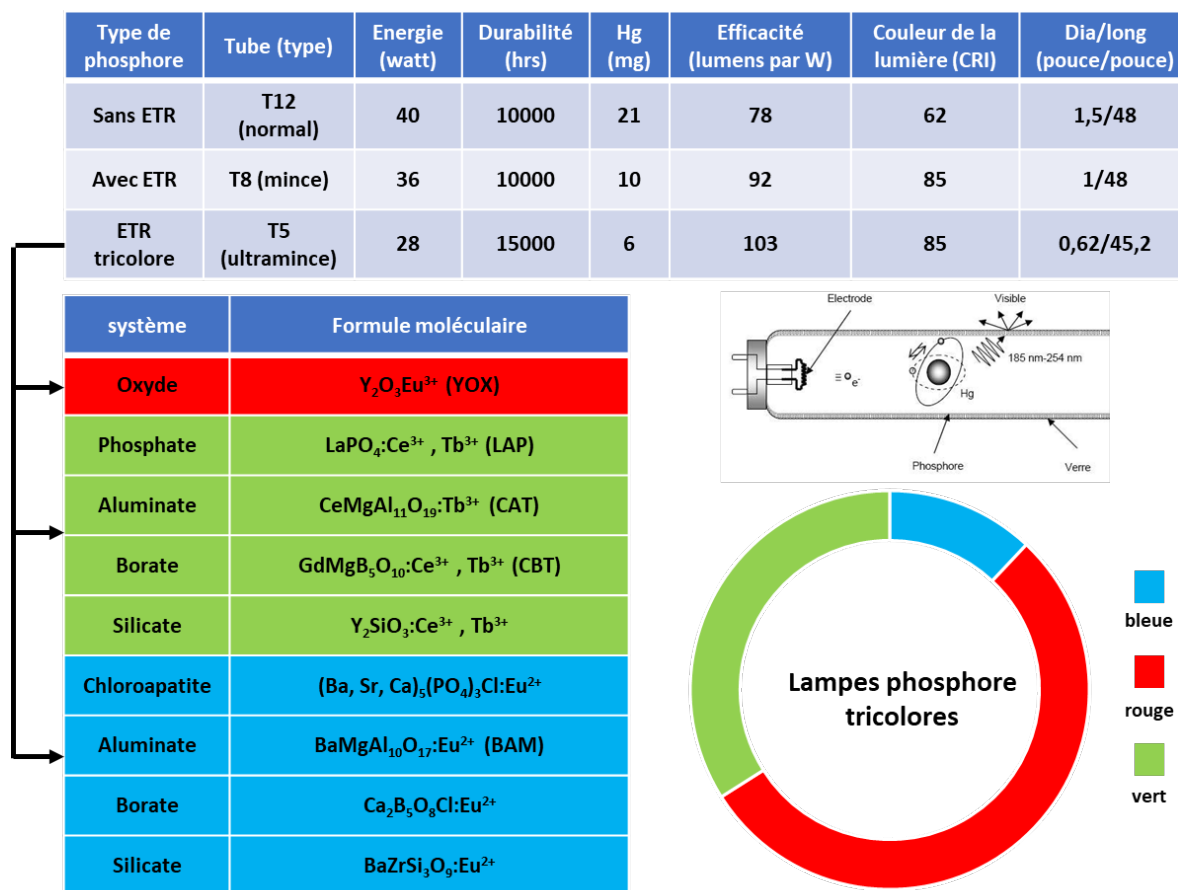


Figure 3.7 Représentation schématique du fonctionnement d'une FL tubulaire et caractéristiques des FL disponibles dans le commerce. Adaptée de (Dhawan & Tanvar, 2022)

En Allemagne, en Suisse et en Finlande, des entreprises ont adopté le broyage humide à l'échelle industrielle. Les tubes sont déchiquetés dans de l'éthanol ou de l'acétone à 30 % dans l'eau afin de capturer les vapeurs de mercure et éviter la contamination dans l'environnement (Binnemans & Jones, 2014). Lorsqu'un broyage à sec est envisagé, un environnement fermé ou sous vide est maintenu pour éviter le dégagement de vapeurs de mercure. Au niveau mondial, des entreprises telles que Eco Recycling Ltd. en Inde¹⁷, Fluorescent Lamp Recyclers Technologies Inc. au Canada, AERC Recycling Solutions aux États-Unis¹⁸ et Lampcare au Royaume-Uni¹⁹ ont mis au point des équipements de broyage à sec.

Toutefois et dans la plupart des pays, les ETR ne sont pas ou plus récupérés à partir des lampes fluorescentes en fin de vie. La poudre de phosphore est simplement mise en décharge ou stockée dans des conteneurs, après traitement pour éliminer partiellement ou stabiliser le mercure sous une forme non lixiviable. La composition chimique de la poudre de phosphore est très complexe, avec de grandes variations de composition entre les pays et entre les entreprises de recyclage de lampes. Souvent, certaines poudres de phosphore sont contaminées par des sulfures de zinc provenant de tubes cathodiques, de vieux téléviseurs couleur et de moniteurs d'ordinateur. La contamination par le sulfure

¹⁷ ELCOMA, Electric lamp and component manufacturers association of India, Lighting industry data 2018-19. <http://www.elcomaindia.com/wp-content/uploads/Lighting-Data-2018-01.05.2019.pdf>, 2019

¹⁸ AERC, Recycling Solutions. Lamp Recycling, Retrieved from, <http://www.aerc.com/>, 2021.

¹⁹ Lampcare, Lamps, Retrieved from, <http://www.lampcare.com/>, 2021

de zinc pose des problèmes lorsque les poudres de phosphores sont dissoutes dans des acides, formant du sulfure d'hydrogène hautement toxique.

L'élimination du mercure est une question étroitement liée au recyclage des ETR des lampes phosphorescentes. Le mercure présente non seulement un risque pour l'environnement en raison de sa toxicité, mais il constitue également une impureté indésirable dans les batteries d'extraction par solvant d'une usine de séparation des ETR. La teneur en mercure des lampes fluorescentes varie considérablement en fonction du type de lampe (tubes linéaires ou lampes fluorescentes compactes), de la bande, de la puissance et de l'année de fabrication (Nance et al., 2012). Toutefois, la tendance générale est à une diminution constante de la teneur en mercure au fil des ans en raison de lois environnementales plus strictes. Une étude américaine de 1994 révèle que la teneur en mercure des lampes fluorescentes usagées variait à l'époque entre 0,72 mg/lampes et 115 mg/lampes, avec une moyenne de 33 mg/lampes, tandis que la teneur en mercure des lampes neuves se situait entre 14,3 et 44,8 mg/lampes, avec une moyenne de 25,19 mg/lampes (Jang et al., 2005). Depuis 2012, les lampes fluorescentes compactes d'une puissance inférieure à 50 W ne peuvent contenir plus de 3,5 mg/lampes, conformément à la réglementation de l'UE. Les lampes fluorescentes compactes spiralées américaines de 13 W contiennent entre 0,17 et 3,6 mg de mercure par lampe (Y. Li & Jin, 2011). OSRAM affirme que ses lampes à économie d'énergie (lampes fluorescentes compactes) contiennent moins de 2,5 mg de mercure, avec un volume inférieur à 0,2 mm³.

Récemment, des entreprises comme Air Cycle Corporation, Terra Cycle aux États-Unis ont développé des outils innovants comme les broyeurs à tambour Bulb Eater, équipés d'un filtre à poussière HEPA (Air Cycle Corporation²⁰ (Shukla et al., 2021). Le filtre fonctionne en conjonction avec un filtre à charbon actif qui, pendant le broyage, capture et neutralise activement les vapeurs de mercure libérées à plus de 99,99 % par les lampes (US7118056B2, 2004). Le mercure contenu dans la poudre de phosphore est ensuite séparé par différents procédés chimiques et thermiques, notamment en autoclave et par distillation. Le processus industriel développé par Rhodia (Groupe Solvay) et commercialisé en 2012 jusqu'en 2018 traitait plus de 2000 tonnes de poudre de phosphore par an. Les lampes collectées étaient soumises à la méthode « end cut push ». La poudre de phosphore était ensuite soumise à une étape de séparation du halo phosphate par enrichissement physique à l'aide d'un hydrocyclone suivi d'une lixiviation par de l'acide sulfurique 18 M. Le résidu insoluble était collecté et les ETR solubilisés dans l'acide nitrique avant d'être précipités sous forme d'oxalates puis calcinés en oxydes mixtes (Machacek et al., 2015).

3.2.2.1.4 Batteries NiMH

Le tri amont des stocks de batteries usagées représente le premier enjeu de la récupération des ETR contenus dans les batteries NiMH puisque ces batteries sont les seules qui contiennent des ETR. La récupération sélective des composés d'ETR revêt d'une part un enjeu technique liée à la complexité chimique (les ETR sont présents dans un alliage avec le nickel, et la batterie contient environ 15 éléments chimiques) qui induit une complexité des procédés de séparation, et d'autre part un enjeu économique du fait de la faible valeur des ETR principaux (La+Ce > 80 %, Nd+Pr+Y < 20 %) contenus dans les anodes. La valeur économique réside essentiellement dans le nickel (3 à 5 fois plus concentré) et le cobalt.

Enfin, les flux de batteries NiMH usagées sont amenés à décroître (au moins en proportion) dans la décennie à venir du fait de la prédominance technologique des batteries Li-ion, avec pour conséquence

²⁰ A TerraCycle Company, Retrieved from, <https://www.aircycle.com/>, 2021.

un faible intérêt des industriels à investir dans des procédés spécifiques de traitement (et a fortiori dans la récupération des ETR présents dans les batteries NiMH).

Pour les équipements tels que les batteries NiMH, le démontage manuel et la séparation de l'anode et de la cathode sont préférables au concassage et au broyage, qui sont généralement utilisés pour les petites piles portables. Cela simplifie non seulement le processus de récupération des ETR, étant donné qu'ils ne sont présents que dans l'anode, mais cela permet également de séparer plus facilement d'autres composants et de minimiser la consommation de produits chimiques lors des étapes de lixiviation et de séparation (Larsson et al., 2013a).

Le démantèlement manuel des batteries de véhicules électriques hybrides est pratique en raison de leur construction et de leur teneur plus élevée en ETR par rapport aux dispositifs plus petits. Les principaux inconvénients sont le besoin de personnel et/ou de machines supplémentaires et le temps associé au démantèlement de chaque batterie. Le prétraitement mécanique et la séparation mécanique des NiMH usagées ont été testés par (Bertuol et al., 2006). Un échantillon composé de 50 batteries a été prétraité dans un broyeur à marteaux et à couteaux. Un processus de séparation magnétique en trois étapes a été utilisé pour séparer une fraction non magnétique (20 % en poids), une fraction faiblement magnétique - matériau d'électrode (40 % en poids) et une fraction fortement magnétique - boîtiers en acier et tamis (31 % en poids). La perte de matière au cours du traitement était d'environ 10 % en poids. Le prétraitement mécanique des batteries portables usagées mixtes a été étudié (Granata et al., 2012). Après un traitement thermique permettant de brûler les plastiques, les batteries sont broyées par un concasseur à rotor à deux lames suivi d'un tamisage permettant de récupérer une fraction de poudre < 1mm. Un deuxième concassage de la fraction > 1mm par broyeur à marteau permet de récupérer une fraction supplémentaire de matériaux < 1mm, le reste de la matière étant soumis à une opération de séparation par courant de Foucault.

3.2.2.1.5 Tubes cathodiques

Comparés au recyclage des ETR des lampes fluorescentes en fin de vie, relativement peu d'efforts de recherche ont été consacrés au recyclage des ETR utilisés dans les tubes cathodiques (CRT) des téléviseurs couleur et des écrans d'ordinateur. Cela s'explique en partie par le déclin de cette filière, en raison du remplacement des écrans à tube cathodique par des écrans LCD, LCD/LED et des écrans à décharge plasma. De plus, seul le phosphore rouge des tubes de télévision couleur contient un ETR, à savoir l'euporium. Le premier phosphore rouge, $\text{YVO}_4:\text{Eu}^{3+}$, a été remplacé par $\text{Y}_2\text{O}_3:\text{Eu}^{3+}$ en raison de la luminosité accrue de ce dernier (Bredol et al., 1994) posant potentiellement des problèmes lors de l'attaque acide du mélange de poudre de phosphore, en raison de la libération d' H_2S toxique. Les phosphores bleu et vert des tubes cathodiques sont à base de sulfure de zinc ($\text{ZnS}:\text{Cu}$) tandis que le phosphore bleu est à base de sulfure d'argent $\text{ZnS}:\text{Ag}$.

3.2.2.1.6 Poudre de polissage

Le mécanisme de polissage est une combinaison d'abrasion mécanique et de gravure chimique de la surface du verre. L'oxyde de cérium est largement utilisé dans les applications de haute technologie telles que le polissage des verres pour les écrans LCD, les vitres de voiture, les miroirs, les lentilles optiques, mais aussi pour plusieurs types de pierres précieuses taillées. Ces exigences en matière de taille des particules rendent difficile le recyclage des poudres de polissage en vue de leur réutilisation dans des applications de haute qualité. En raison des opérations mécano-chimiques continues qui caractérisent les techniques de polissage (polissage tribochimique et polissage chimico-mécanique ou planarisation),

la poudre de polissage perd progressivement son efficacité et doit être remplacée. Par conséquent, de grandes quantités de déchets de poudre de polissage sont générées. L'industrie chinoise utiliserait 30 000 tonnes de poudre de polissage par an et générerait simultanément 1 500 000 tonnes de déchets (X. Wu et al., 2020).

De nombreux types de machines de polissage sont utilisés, en fonction de la forme et du nombre de pièces à polir. Un tampon de polissage est fixé au plateau de la machine de polissage et est utilisé pour appliquer une force sur le substrat à polir. Il s'agit généralement d'un disque poreux flexible en polyuréthane imprégné d'une suspension d'oxyde d'ETR. La poudre de polissage usagée est fortement contaminée par de petites particules de silice provenant de la surface du verre poli, ainsi que par des particules d'alumine provenant de l'hydrolyse du polychlorure d'aluminium, qui est ajouté comme floculant. De grandes quantités de déchets de poudre de polissage à base d'ETR ne sont pas recyclées et sont mises en décharge ou stockées sous forme de déchets solides dans des entrepôts d'usines, ce qui ne constitue pas tant un gaspillage en ressources d'ETR (CeO_2 et La_2O_3 étant les oxydes utilisés), mais surtout une grave menace pour l'environnement. Pour contrôler la gamme de granulométrie des poudres de polissage ou pour réduire la basicité de La_2O_3 , une étape de fluoration (par HF ou NH_4F) est nécessaire dans le processus de production de poudres de polissage. Par conséquent, les poudres contiennent d'importantes quantités de fluor (3 à 5 % en poids) (Lucas et al., 2015) potentiellement nocives pour l'homme et l'environnement. De plus, certaines poudres de polissage à base d'ETR utilisées dans les procédés de polissage du verre sont enrichies en métaux lourds, tels que le Pb et le Cd, qui contamineraient les sols et les sources d'eau souterraines et auraient un effet néfaste sur la santé humaine s'ils étaient rejetés dans l'environnement. Les avantages associés au recyclage efficace de poudres de polissage incitent donc au développement de méthodes de recyclage appropriées.

Des procédés de récupération physique, tels que des méthodes de séparation par des méthodes de congélation/décongélation (Y. Wu et al., 2021) par séparation magnétique (Okada et al., 2011) et par hydrocyclone (J.-F. Yu et al., 2017) ont été développées pour l'élimination efficace des impuretés afin d'enrichir et de récupérer les mélanges d'oxydes d'ETR des poudres.

3.2.2.1.7 Catalyseurs de craquage catalytique (FCC) et catalyseur d'échappement automobile

Les catalyseurs de craquage catalytique fluide (FCC), qui sont largement utilisés dans l'industrie pétrochimique, contiennent environ 3,5 % en poids d'ETR, principalement du lanthane, et de plus petites quantités de cérium, de praséodyme et de néodyme. Les ETR aident à stabiliser la structure zéolitique du catalyseur. Cette application consomme environ 50 % de la production mondiale de lanthane. Chaque année, environ 400 000 tonnes de catalyseurs FCC usagés sont générées, un chiffre qui ne cesse d'augmenter (Y.-C. Chen & Yang, 2024). Jusqu'à présent, le recyclage des ETR des catalyseurs FCC n'a suscité que très peu d'intérêt. Ne nécessitant pas d'opération de démantèlement particulier, il n'existe pas de technologie mature pour récupérer les ETR et un grand nombre de catalyseurs usagés sont ainsi stockés à l'air libre (J. Wang, Huang, Cui, et al., 2017; J. Wang, Huang, Wang, et al., 2017), source évidente de pollution pour l'environnement. À l'heure actuelle, les catalyseurs FCC sont simplement traités par séparation magnétique, déchet résiduel contenant moins de pollution et pouvant être utilisé comme matériau recyclable.

Concernant les catalyseurs d'échappement de véhicules automobiles, et bien que les métaux précieux qui y sont présents (platine, palladium, rhodium) soient recyclés efficacement via un procédé développé par Umicore, la teneur en ETR (essentiellement le cérium) est perdue dans les scories produites lors de la première étape pyrométallurgique du procédé de recyclage. Étant donné que la concentration de cérium dans les scories est faible et que le cérium a une valeur intrinsèque plutôt faible par rapport aux autres ETR, aucun effort n'a encore été fait pour récupérer le cérium des scories.

3.2.2.1.8 Verres optiques

Le verre contenant du lanthane ayant un indice de réfraction élevé et une faible dispersion est très adapté à la fabrication de lentilles. Le verre optique spécial utilisé dans les lentilles d'appareils photo, de microscopes, de jumelles ou de microscopes peut contenir plus de 40 % en poids de La_2O_3 . Cet oxyde doit être de très grande pureté et complètement exempt de traces de métaux de transition colorés et d'autres ETR. Certains verres optiques contiennent du Y_2O_3 et du Gd_2O_3 , en plus du La_2O_3 . La production mondiale totale de verre optique est d'environ 20 000 tonnes/an. On estime qu'en recyclant le verre optique usagé 1 600 tonnes d'oxydes d'ETR pourraient être produites par an. Le frein à ce recyclage se trouve dans la collecte des appareils équipés de verres optiques. Une fois récupéré, le bloc de verre optique usagé est lavé avec de l'eau distillée pour éliminer les impuretés organiques, séché, broyé et tamisé à sec.

3.2.2.1.9 Cas particulier du Recyclage des agents de contrastes

Recyclage en boucle courte

Le recyclage des agents de contraste à base de gadolinium (Gadolinium-Based Contrast Agent, GBCA) utilisés pour l'imagerie médicale connaît une très forte croissance, en raison de l'augmentation continue du nombre de machines d'IRM en France (+ 62% de 2011 à 2018, soit 960 machines en 2018, (Ognard et al., 2020), (Chazot et al., 2020)). La consommation mondiale de Gd pour les GBCA est estimée entre 22 et 66 tonnes par an (Thomsen, 2017) dont environ 4 tonnes en France (voir aussi partie 1.2.4.2.).

Cependant le recyclage des GBCA est peu documenté dans la littérature. On trouve toutefois des informations hors littérature académique, par exemple :

- Bayer a lancé son propre programme (nommé contraste²¹) basé d'abord sur l'iode, le programme s'étend à présent sur les GBCA.
- Guerbet / Bracco / GE Healthcare en collaboration avec l'Université de Brest (Chaire Industrielle MeGadoRe²²), récupère actuellement les GBCA usagés.

L'usage des agents de contraste étant exclusivement confiné aux centres d'imagerie médicale, la mise en place d'une filière de recyclage est relativement aisée, car leur utilisation est concentrée dans un nombre limité de structures. On distingue deux niveaux de recyclage :

a) le recyclage avant injection. Les doses standardisées de GBCA sont généralement de 15ml. Cependant, un patient de corpulence moyenne n'en utilisera que 12.71 ml en moyenne, entraînant un gaspillage significatif. Ce surplus représente 5,41 kg de Gd par machine et par an (Ognard et al., 2021). Aujourd'hui le programme MeGadoRe récupère ces reliquats de dose de GBCA de 316 centres d'IRM en France, représentant environ 1000 L/an (alors que l'on estime que 5000 L/an pourraient être récupérés à l'échelle nationale).

b) le recyclage après injection, plus complexe à mettre en place, ce processus repose sur la récupération des agents de contraste après leur excrétion par les patients. Une des solutions consiste à installer des

²¹ <https://www.radiology.bayer.fr/service/recontrast>

²² <https://megadore.org/>

toilettes dédiées dans les centres d'imagerie, spécialement équipées pour récupérer les premières urines des patients. Beaucoup de centres commencent à s'équiper en ce sens²³.

*Recyclage en boucle longue**

Ce type de recyclage reste à un stade prospectif, les GBCA étant par nature très stables. Leur qualité repose, parmi d'autres facteurs, sur la qualité de la chélation, c'est-à-dire la force de la liaison entre l'ion Gd^{3+} et son ligand organique empêchant la libération de Gd^{3+} libre. Dans le cadre du recyclage en boucle longue (récupération du Gd^{3+} pour un même ou un autre usage), les recherches actuelles se concentrent sur la dé-chélation, soit la rupture contrôlée de cette liaison. Par conséquent, les groupes de recherche impliqués en dé-chélation sont souvent les mêmes que ceux qui ont étudié la chélation, comme le programme MeGadoRe ou M. Allen (Wayne State Univ)(<https://allengroup.wayne.edu/research.html>). Par ailleurs, certaines entreprises spécialisées dans le recyclage de métaux, notamment celles spécialisées dans le recyclage des liquides de batteries, explorent aussi ces procédés. Dans la plupart des cas, la stratégie envisagée est d'utiliser des liquides ioniques dont la polarité ajustable, la faible volatilité et les grandes propriétés de solubilisation permettent le relargage du Gd^{3+} .

3.2.2.1.10 Résumé et conclusion

En résumé, la littérature récente du domaine du démontage/démantèlement converge sur le constat que les flux de déchets contenant des ETR (téléphones portables, aimants permanents, lampes fluorescentes, batteries NiMH, tubes cathodiques, poudres de polissage, catalyseurs FCC et verres optiques) représentent à la fois un gisement critique et un défi technique pour une économie circulaire véritablement efficiente (Binnemans et al., 2013). Les études sectorielles publiées entre 2020 et 2024 (une trentaine d'articles clés) s'accordent à souligner la même tension : de fortes concentrations de métaux stratégiques cohabitent avec des taux de collecte ou de recyclage encore faibles, faute de chaînes logistiques et de procédés adaptés.

Les téléphones portables sont ainsi un flux massif mais peu recyclé. Commandée par la Commission européenne en 2022, une étude de référence qualifie les petits DEEE, et en particulier les mobiles, de « flux difficile » : seule 1 unité sur 10 est effectivement recyclée. Or, 16 milliards d'appareils étaient en service en 2022 et l'on en attend 18 milliards d'ici 2025 ; avec une durée de vie moyenne tombée sous les trois ans (Vats & Singh, 2015), cela génère des tonnages rapidement croissants. Trois familles (téléphones fonctionnels, multimédias et smartphones) partagent une même complexité matérielle avec jusqu'à 64 éléments par appareil, dont 40 % de plastiques, 35 % de métaux et 25 % de céramiques (Gómez et al., 2023; Tansel, 2017). Une tonne de téléphones en fin de vie recèle typiquement 53 kg de cuivre, 141 g d'or, 270 g d'argent, 10 g de platine, 18 g de palladium et 3,3 kg d'ETR (principalement Nd, Pr, Dy et Er). Les dix études concernant le démontage et publiées depuis 2018 confirment que le tri manuel demeure la méthode la plus performante pour isoler, en cinq sous-ensembles, cartes électroniques, écrans, boîtiers, haut-parleurs/caméras et batteries ; toutefois, son coût limite encore la massification industrielle.

Introduits dans les années 1980, les aimants permanents NdFeB sont devenus incontournables, de l'électronique grand public jusqu'aux éoliennes (Kumari & Sahu, 2023). Huit publications parues entre 2021 et 2024 rappellent leur composition moyenne (60–70 % Fe, 20–30 % Nd, 0,5–7 % Pr, 0,2–6 % Dy, traces de B, Al, Co) et leur répartition actuelle avec 34 % des volumes dans les moteurs/générateurs, 14 % dans les disques durs, 11 % dans les véhicules électriques et 7 % dans le stockage d'énergie. Les cycles de vie varient de 2–5 ans pour les petits appareils à 20–30 ans pour les

²³ <https://achat-logistique.info/innovation/des-toilettes-recuperatrices-dagents-de-contraste/>

éoliennes, ce qui annonce un pic de déchets d'aimants dans l'automobile et l'énergie au cours de la prochaine décennie. Les procédés de récupération se concentrent encore sur les disques durs, notamment à travers l'exemple industriel d'Hitachi (démonteur automatique, impacts et vibrations) qui illustre qu'un démontage automatisé limitant la pulvérisation et la re-magnétisation est possible à grande échelle. Les alliages SmCo, plus résistants à la corrosion et à la chaleur mais deux fois plus chers, ne représentent que 2 % du marché. Il n'existe pas encore de filière de recyclage spécifique décrite dans la littérature scientifique.

Dans le domaine des lampes fluorescentes, gisement complexe mais réglementé, la poudre luminophore d'une lampe représente à peine 3 % de sa masse, mais concentre six ETR (La, Ce, Eu, Gd, Tb, Y). Les procédés industriels combinent souvent découpe des extrémités (« end-cut/air-push »), broyage, séparation du mercure et enrichissement physico-chimique (Dhawan & Tanvar, 2022). Solvay a ainsi traité jusqu'à 2 000 t/an de poudres entre 2012 et 2018. Malgré ces succès ponctuels, le taux de recyclage reste hétérogène, représentant 4 % en Chine, 7 % au Canada, 20 % aux États-Unis, 28 % en Corée. Les obstacles identifiés dans une douzaine d'articles de synthèse sont la dispersion du mercure, les fines particules de verre (jusqu'à 50 % de la poudre) et la variabilité des formulations. Des solutions émergentes (broyeurs à tambour avec filtration HEPA, hydrocyclonage, lixiviation sélective) démontrent néanmoins des taux de capture du mercure supérieurs à 99,9 %.

Sur le plan du recyclage des batteries, seules les batteries nickel-hydrure métallique contiennent des ETR, essentiellement La et Ce (> 80 % du mélange). Alors que les volumes déclineraient avec l'essor des batteries Li-ion, une vingtaine d'études recommandent le démontage manuel des modules de véhicules hybrides permettant de séparer anode (alliage AB5 riche en ETR) et cathode en réduisant d'un facteur 3 la consommation de réactifs hydrométallurgiques. Les procédés mécaniques (broyage, séparation magnétique, traitement thermique à 300 °C) affichent déjà des taux de récupérations de 90 % du nickel mais butent encore sur la purification économique des ETR légers.

Les autres flux représentent un plus faible intérêt pour la recherche. S'agissant des tubes cathodiques, seul le phosphore rouge ($Y_2O_3S:Eu^{3+}$) contient un ETR d'intérêt, l'euporium. Le marché résiduel décline rapidement avec six publications récentes jugeant non rentable une filière dédiée, notamment à cause des risques d'émission d' H_2S lors de la mise en solution. Concernant les poudres de polissage, l'oxyde de cérium représente 30 000 t/an en Chine, générant 1,5 Mt de déchets. Les procédés physiques par hydrocyclone, congélation, flottation permettent déjà d'enrichir les ETR d'un facteur 5, mais la présence de fluor (3–5 %) et de métaux lourds complique la valorisation. Pour les catalyseurs FCC, sachant que les 400 000 t/an de catalyseurs usagés contiennent 3,5 wt % d'ETR, principalement La, l'absence de valeur ajoutée limite la récupération, les supports étant stockés ou valorisés comme charges minérales (Y.-C. Chen & Yang, 2024). Les catalyseurs automobiles, avec ses métaux précieux déjà extraits avec succès (procédé Umicore), voient le cérium concentré dans les scories pyrométallurgiques faute de rentabilité (Tang et al., 2022). Enfin, le recyclage des ETR des verres optiques n'est que très peu décrit. Le principal frein pour les lentilles, qui peuvent contenir jusqu'à 40 % de La_2O_3 , reste la collecte. Pourtant, le lavage, broyage et tamisage permettraient, selon deux études pilotes, de récupérer 1 600 t/an d'oxydes d'ETR à pureté élevée. La littérature analysée (environ cinquante références majeures) illustre ainsi un terrain plus ou moins fortement prospectif, chaque flux possédant ses propres contraintes de collecte et de démontage.

En conclusion, les déchets riches en ETR constituent simultanément une ressource stratégique et un verrou opérationnel pour la circularité. Deux éléments convergents ressortent. D'une part, la valeur intrinsèque des flux (jusqu'à 3,3 kg d'ETR par tonne de téléphones, de 20 à 30 % de Nd dans les aimants NdFeB, ou encore 40 % de La_2O_3 dans certains verres optiques) offre un levier économique tangible. D'autre part, les taux de collecte (≤ 10 % pour les mobiles, 4 à 28 % pour les lampes) et la maturité industrielle des procédés (TRL 4–6 pour la plupart des filières) restent encore insuffisants pour capturer cette valeur. Les verrous se situent surtout en amont avec une hétérogénéité des assemblages mais aussi

des agencements complexes avec fixation chimique, mécanique ou magnétique des composants qui imposent encore un démontage manuel, efficace mais coûteux, tandis que l'automatisation demeure limitée à quelques niches (démantèlement mécanique des disques durs par Hitachi). De même, la rentabilité dépend moins de la seule teneur en ETR que de la capacité à analyser, puis à valoriser l'ensemble du « cocktail » métallique contenu dans les équipements collectés. Par exemple, les études sur les batteries NiMH montrent que la rentabilité dépend autant de la teneur en nickel, cuivre ou métaux nobles que des ETR eux-mêmes. Enfin, les risques environnementaux associés (mercure des lampes, fluor des poudres de polissage, H₂S potentiel des CRT) obligent à intégrer des étapes de dépollution précoces, faute de quoi les procédés perdent leur avantage compétitif. Ces enseignements suggèrent des orientations rationnelles telles que la généralisation de la conception modulaire pour faciliter le tri, la mutualisation des sites de traitement afin de franchir les seuils de rentabilité, et la combinaison pyrométallurgie douce ou hydrométallurgie sélective avec des boucles de réemploi matière dès la phase de R&D. Les rares réussites industrielles (poudres luminophores de Solvay, automatisation Hitachi, récupération sélective du Ni et des ETR légers dans les batteries hybrides) montrent qu'une approche intégrée logistique-procédé-marché est techniquement faisable lorsque les volumes et les co-produits la justifient. Finalement, l'ensemble des données accumulées apporte des arguments en faveur d'une stratégie graduelle de recyclage basée sur l'accélération des filières déjà proches de la viabilité (aimants de disques durs, lampes), le renforcement de la recherche sur les flux émergents (aimants d'éoliennes, catalyseurs FCC) et, surtout, une articulation des politiques de collecte, d'éco-conception et d'incitations économiques. Sans ces trois leviers combinés, le potentiel de récupération des ETR restera sous-exploité, malgré l'abondance apparente du gisement.

3.2.2.2 Prétraitements des matériaux d'ETR

3.2.2.3.1 Aimants

NdFeB

D'après la littérature, il existe plusieurs procédés de recyclage des aimants permanents de type Nd-Fe-B. Les quatre voies de recyclage décrites dans la littérature sont :

- La réutilisation sans traitement
- Le recyclage direct par décrépitation à l'hydrogène (voie courte)
- La fusion pour les procédés pyrométallurgiques
- La dissolution en phase aqueuse pour les procédés hydrométallurgiques (voie longue)

La réutilisation sans traitement est une méthode économique applicable seulement pour les gros aimants facilement accessibles comme par exemple ceux présents au sein des éoliennes offshores.

Pour le reste (voie courte ou longue), le processus de recyclage commence par une démagnétisation entre 300°C et 500°C sous atmosphère d'air ou d'Ar. La stratégie de recyclage « d'aimant à aimant » est la voie la plus courte pour produire de nouveaux aimants à partir d'aimants en fin de vie. La base du processus repose sur l'expansion du volume des aimants NdFeB par absorption d'hydrogène (décrépitation). Ce procédé s'inspire du traitement de pulvérisation utilisé lors de la fabrication des aimants. L'exposition des alliages NdFeB à l'hydrogène sous basse pression et à température ambiante, fragilise le matériau. Lorsqu'un aimant NdFeB recouvert d'une couche de Ni ou de Ni-Cu est exposé à un flux d'hydrogène, notamment dans un disque dur, la couche protectrice se fissure. L'hydrogène est alors absorbé par la phase riche en néodyme au niveau des joints de grains, entraînant l'hydruration de

la phase $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$ et une réduction de la taille des particules. Ce processus provoque une expansion volumique d'environ 5 % pour la phase $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$ et 17 % pour la phase NdH_3 , générant des fissures qui conduisent à une fragmentation complète de l'aimant. La poudre obtenue, partiellement désaimantée, est ensuite tamisée puis broyée pour être réutilisée dans la fabrication de nouveaux aimants, permettant de conserver environ 90 % de leurs propriétés magnétiques (Habibzadeh et al., 2023).

Des chercheurs (Zakotnik et al., 2009) ont mis en évidence l'importance de l'hydrogène dans le recyclage des aimants NdFeB démontrant que le broyage de la poudre hydrurée après frittage favorise la préservation des caractéristiques magnétiques du matériau. Ce procédé est particulièrement adapté aux aimants des disques durs, mais moins efficace pour d'autres déchets NdFeB, qui peuvent être oxydés ou qui présentent une composition variable.

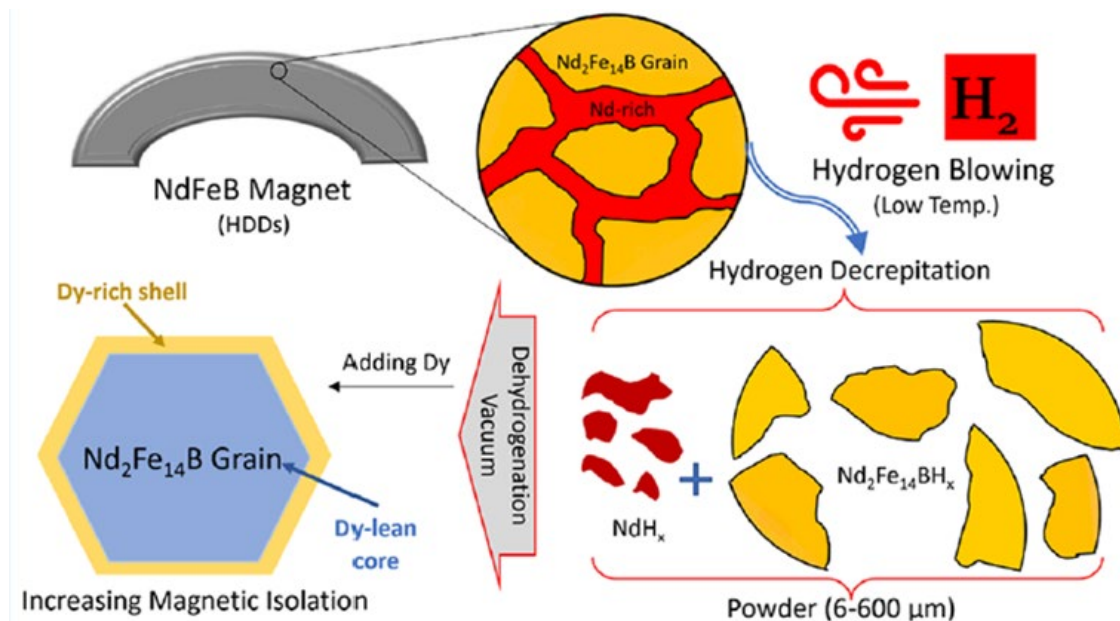


Figure 3.8 Voie courte de recyclage par décrépitation. Tirée de (Habibzadeh et al., 2023). Sous licence CC BY.

L'intérêt pour le recyclage des aimants NdFeB par décrépitation a abouti à la création d'entreprises spécialisées, telles qu'Urban Mining (États-Unis, 2014), Hypromag Ltd (Royaume-Uni, 2018) et MagREESource, start up française visant l'ouverture d'une usine de production en 2026-2027 (France, 2020).

Une alternative complémentaire au procédé de décrépitation à l'hydrogène (HD) repose sur une étape d'hydrogénation-dispersion-désorption-recombinaison (HDDR) introduite par Mitsubishi Materials en 1990, développée pour produire des grains ultrafins. La principale différence entre les procédés HDDR et HD est la température de fonctionnement plus élevée (750-950 °C) de l'hydrogénation dans le procédé HDDR. Les preuves expérimentales ont confirmé que l'hydrogénation réalisée à des températures plus élevées dans le procédé HDDR conduit à une poudre plus raffinée que le procédé HD (Sheridan et al., 2012).

D'autres méthodes, comme l'hydro- et la pyrométallurgie (voir 3.2.3 Cœur de procédés), sont alors explorées pour récupérer uniquement les ETR et les réutiliser dans diverses applications. Si la pyrométallurgie ne nécessite pas de prétraitement particulier après démantèlement des équipements, l'hydrométallurgie réclame une transformation préalable de la matière avant extraction des métaux ciblés. Le grillage sur l'efficacité de la lixiviation des ETR du NdFeB est une méthode souvent employée. Il

améliore la morphologie de la poudre de NdFeB et accélère le taux de lixiviation des ETR. En effet, le grillage convertit tous les métaux disponibles dans la poudre de NdFeB en oxydes métalliques et augmenter la sélectivité d'une lixiviation douce vis-à-vis des ETR, la solubilité de ces derniers étant significativement plus élevée que la solubilité des oxydes de cobalt et de fer (Gergoric et al., 2018; Reisdörfer et al., 2019).

Aimants SmCo

La réaction de décrépitation à l'hydrogène peut être appliquée à la désintégration des aimants SmCo (Eldosouky & Škulj, 2018). Sous une pression d'hydrogène de 20 bar, la structure hexagonale de SmCo_5 absorbe 2,5 moles d'hydrogène gazeux et se transforme en une structure orthorhombique SmCo_5H_3 occupant un volume plus important de l'ordre 10 %, et conduisant à la désintégration de l'aimant. Comparés aux alliages NdFeB, les alliages SmCo présentent une stabilité thermique bien supérieure et des conditions de pression et de température plus sévères sont requises pour la décrépitation ou la dissociation des phases SmCo_5 et $\text{Sm}_2\text{Co}_{17}$ limitant l'utilisation de cette technique. Pour recycler le samarium et le cobalt, les aimants sont tout simplement broyés à l'aide de presses hydrauliques afin de les réduire à une taille de particules de quelques mm, adaptées à l'étape de broyage suivante effectuée à l'aide de broyeurs à billes planétaires. La poudre obtenue et collectée est ensuite stockée sous atmosphère inerte pour éviter toute oxydation à l'air.

3.2.2.3.2 Lampes

La présence d'halo-phosphore et de phosphore tricolore activé par des ETR rend le processus de récupération des métaux difficile en raison de l'interférence avec les impuretés indésirables (Ca, P). Diverses techniques de concentration physique, par tamisage, flottation, gravité, séparation magnétique et centrifugation, ont été utilisées pour trier séparément les différents types de phosphore. Le tri pneumatique peut se faire pour séparer le phosphate de calcium et concentrer les ETR dans le phosphore (Takahashi et al., 2001). La centrifugation en milieu densifié (oléate de sodium comme agent tensioactif dans le di-iodométhane) pour la séparation de l'halo-phosphate de calcium de faible densité (3,1) d'un phosphore activé d'ETR de haute densité (densité 4,4-5,3) est également exploitée (Hirajima et al., 2005). Cependant, la séparation en milieu dense trouve peu d'applications commerciales et reste limitée à l'échelle du laboratoire. La flottation en deux étapes en présence d'acétate de dodécyl ammonium (pH 2,5) ou de dodécyl sulfate de sodium (pH 9,6) comme collecteur est une alternative permettant de recueillir les phosphores rouge et vert, séparés du phosphore blanc, en jouant sur la différence des potentiels zêta des espèces. Bien qu'une étude récente indique que la séparation magnétique à gradient élevé n'est pas appropriée pour une séparation efficace des phosphores, cette méthode (séparation magnétique à gradient 10 000 G) a permis de séparer un phosphore vert d'un mélange de phosphores usagés avec une grande pureté. La méthode se base sur la différence de susceptibilité magnétique des différents types de phases de phosphore (vert > bleu > rouge > halo phosphate) (Yamashita et al., 2018). Elle peut alors être considérée comme un prétraitement pour la concentration des phases associées aux ETR (Boelens et al., 2021, 2022).

Outre les techniques de séparation physique, des méthodes chimiques sont également relatées pour séparer le phosphore de l'halo-phosphate de calcium du phosphore à base d'ETR. Le lavage par des acides faiblement concentrés pendant une courte durée (10-15 min) permet d'éliminer les impuretés (Ca et P) de l'échantillon de phosphore et améliorer ainsi les teneurs en ETR dans le résidu (Tunsu, Ekberg, et al., 2016a; Tunsu et al., 2014a, 2015). Cette séparation est due à la cinétique de dissolution décroissante des phosphores dans l'ordre halo ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{FCl}$: Sb^{3+} , Mn^{2+}) > YOX ($\text{Y}_2\text{O}_3\text{:Eu}^{3+}$) > LAP (LaPO_4 : Tb^{3+} , Ce^{3+}) (A. B. Patil et al., 2021). Les méthodes chimiques sont ainsi préférées aux méthodes

physiques de prétraitement en raison de l'élimination efficace des phosphates à base de calcium et des halos phosphates, et sont relativement faciles à mettre en œuvre.

Le prétraitement thermique est souvent utilisé pour activer la matière à recycler. La fusion alcaline peut être utilisée pour améliorer la sélectivité lors de l'étape de lixiviation dans les procédés hydrométallurgiques (He et al., 2018b; S. Zhang et al., 2015). Cette méthode convertit par exemple efficacement l'aluminium présent en Al_2O_3 en NaAlO_2 solubles dans l'eau, facilitant la récupération de près de 99 % des ETR (Chunfa et al., 2017). Le phosphore rouge existe sous forme d'oxyde et est facile à lixivier, tandis que le phosphore bleu et le phosphore vert sont plus difficiles à dissoudre directement en raison des structures stables de spinelles de magnésium-aluminium (Y. Wu et al., 2014). Le phosphore bleu et le phosphore vert sont donc généralement prétraités avant d'être lixiviés. Les méthodes de prétraitement comprennent le grillage par fusion alcaline (Liang et al., 2016; Xie et al., 2023) et l'activation mécanique (He et al., 2018a; G. Song et al., 2017). Compte tenu de la production à grande échelle et des coûts, le prétraitement par fusion alcaline est la méthode la plus prometteuse pour une application industrielle (H. Liu et al., 2014, 2019; Y.-F. Liu et al., 2019). Les phosphores bleu et vert sont ainsi décomposés en oxyde d'euporium, oxyde de cérium et oxyde de titanate par fusion avec de l'hydroxyde de sodium (H. Liu et al., 2015), du carbonate de sodium (Z. Hua et al., 2019) ou du peroxyde de sodium (Y. Wu et al., 2014). Les cations de métaux alcalins (Na^+ , K^+) et les oxoanions libres (OH^- , CO_3^{2-} , O_2^{2-}) ont contribué à la décomposition des phosphores d'aluminate (Y.-F. Liu et al., 2019; X. Yin et al., 2020). Avantagusement, la fusion alcaline sous micro-ondes permet un chauffage sélectif et une intensification du processus, qui a été largement utilisée dans les domaines de l'extraction des ressources et de la préparation des matériaux ces dernières années. Tanvar et al. ont par exemple utilisé le grillage par micro-ondes pour extraire le Tb et le Ce du phosphore usé contenant les phases $\text{Y}_{1,90}\text{Eu}_{0,10}\text{O}_3$ et $\text{Al}_{11}\text{Ce}_{0,67}\text{MgO}_{19}\text{Tb}_{0,33}$ (Tanvar, Shukla, et al., 2020a).

Une société allemande d'éclairage, NARVA GmbH à Freiberg, et un recycleur de poudre de phosphore, FNF Freiberg et TU Frieberg, ont développé conjointement un processus de recyclage pour la récupération des ETR à partir de la poudre de phosphore (procédé SepSelsa). Ce procédé comprend une étape préliminaire de chloration à l'état solide de la poussière de phosphore avec du chlorure d'ammonium (Pavon, Lapo, et al., 2021; Pavon, Lorenz, et al., 2021). Les chlorures d'Y et d'Eu formés pendant le chauffage sont ensuite dissous avec de l'eau et récupérés par précipitation avec de l'acide oxalique.

3.2.2.3.3 Poudre de polissage

Globalement, la recherche sur le recyclage des poudres de polissage est très faible au regard de la part significative de cette application dans le marché des ETR. Le nombre d'articles se focalisant sur des approches innovantes de recyclage est très limité. De plus, les publications sont peu citées illustrant le faible dynamisme de la communauté scientifique sur ce sujet. Parmi les explications plausibles, la question de la faible valeur économique du La et du Ce diminue très probablement l'intérêt pour le recyclage. Des articles de review (Chenna Rao Borra et al., 2018)(Y. Wu et al., 2021) donne néanmoins un bon aperçu des procédés développés dans la littérature pour le recyclage des ETR présents dans les boues de polissage. Les procédés de séparation physique (traitement par flottation, séparation magnétique, par congélation ou par hydrocyclone), hydrométallurgique (lixiviation acide ou basique) avec ou sans étape de pyrométallurgie (cuisson, grillage alcalin) ou bien une combinaison de traitements physique et hydro-pyrométallurgique. Des procédés classiques d'extraction par solvant ou précipitation puis calcination pour transformation en oxydes ont également été répertoriés. Un schéma de recyclage des poudres de polissage à l'oxyde de cérium a notamment été proposé, qui comprend la dissolution de la poudre dans un mélange $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, suivie de la précipitation de Ce sous forme de carbonates et de

la transformation des carbonates en oxydes par calcination (Larsson, Ekberg et Ødegaard-Jensen, 2013). Ce procédé a permis de préparer environ 0,8 kg de nouvelle poudre de polissage à partir de 1,0 kg de déchets de poudre de polissage. Kato et ses collaborateurs ont étudié un procédé d'élimination des impuretés de silice et d'alumine de la poudre de polissage d'oxyde de cérium usée par traitement de la poudre de polissage avec une solution concentrée d'hydroxyde de sodium (4 mol kg^{-1}) à 50-60 °C pendant 1h (Kato et al., 2000). Dans ces conditions, la silice et l'alumine passent en solution et l'oxyde de cérium peut être récupéré par filtration. Un chauffage supplémentaire de la solution alcaline a entraîné la précipitation de l'alumine et de la silice dissoutes sous forme de zéolithe ou d'hydroxysodalite. Les auteurs affirment que la poudre d'oxyde de cérium régénérée peut être réutilisée deux fois pour le polissage du verre, sans perte substantielle de capacité de polissage. Kim et ses collègues décrivent un procédé de récupération du cérium et d'autres ETR à partir de poudre de polissage usagée (J.-Y. Kim et al., 2011). Les particules de silice et d'alumine ont été éliminées par flottation en mousse et par dissolution dans une solution d'hydroxyde de sodium concentrée. L'oxyde de cérium récupéré a pratiquement la même taille de particules que la poudre de polissage originale et peut être réutilisé pour le polissage. D'autres expériences ont porté sur la récupération d'ETR de la poudre de polissage par lixiviation à l'acide sulfurique. En modifiant la température de lixiviation, le cérium a pu être sélectivement lixivié par rapport au lanthane. La pureté du cérium dans le lixiviat a pu être augmentée par la précipitation sélective du lanthane et d'autres ETR sous forme de sulfates doubles lors de l'ajout de sulfate de sodium. Ozaki et ses collaborateurs ont mis au point un procédé pour récupérer les ETR de poudre de polissage usagée par chloration des ETR à l'aide d'un mélange gazeux de chlore et d'azote, suivi d'un transport chimique par vapeur sèche (Ozaki et al., 1999). Ce procédé est similaire à celui décrit plus haut dans ce document pour le recyclage des ETR des aimants par chloration et transport chimique par vapeur.

Si globalement, l'ensemble des procédés permettent une récupération satisfaisante des ETR (> 80%), chacun d'eux présentent des avantages et des inconvénients. La lixiviation acide directe permet en une seule étape de récupérer une majorité des ETR mais ne solubilise pas les phases fluorées. Si la cuisson permet d'améliorer la solubilité des phases oxy-fluorées, c'est plutôt dans des conditions de grillage alcalin suivi d'une lixiviation qui permet la dissolution des phases d'ETR fluorées. Les conditions basiques (lixiviation ou grillages alcalins) permettent quant à elles d'éliminer les impuretés telles que SiO_2 et Al_2O_3 (Kato et al., 2000).

Les conditions alcalines sont en revanche très corrosives et nécessitent des équipements adaptés. Les procédés de grillage nécessitent quant à eux une consommation énergétique importante. Même si souvent peu exploré, les auteurs mettent en avant le fait que le couplage d'une étape de traitement physique des slurries pour concentrer les ETR suivie d'une extraction hydro-pyrométallurgie permettrait de réduire la quantité d'acides ou de bases limitant ainsi l'impact environnemental du procédé.

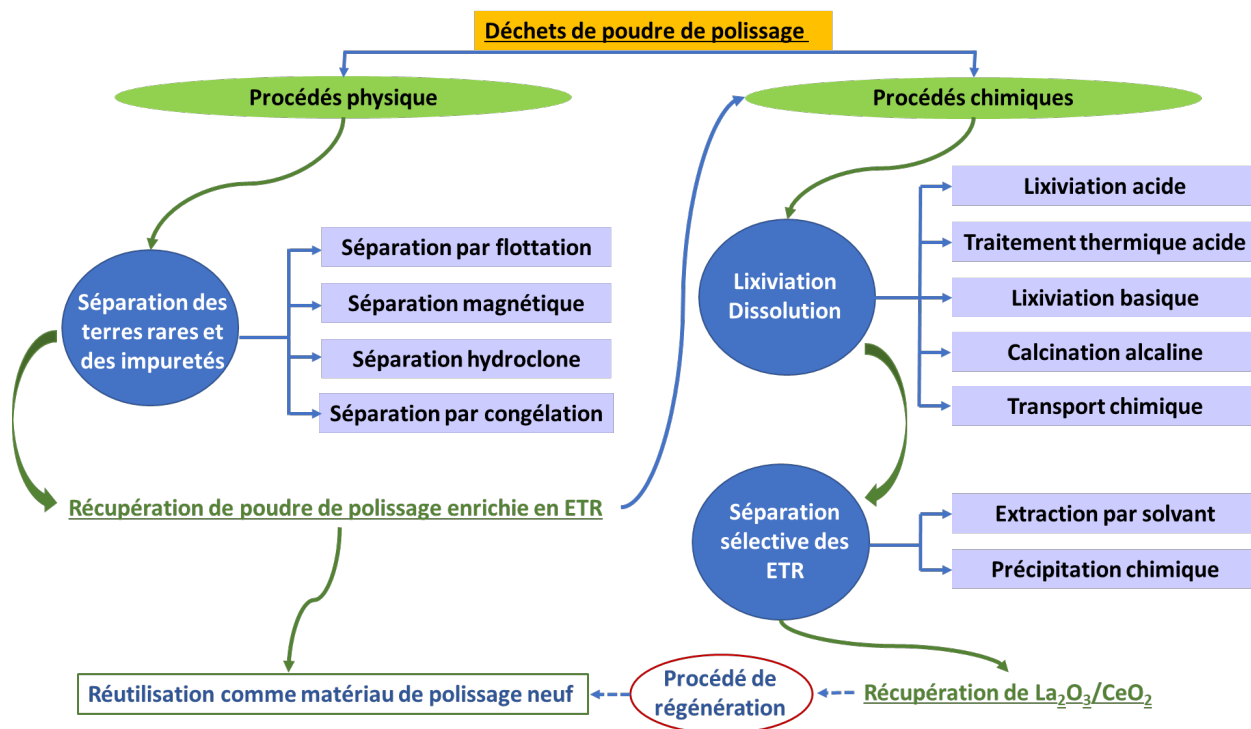


Figure 3.9 Technologies appliquées au recyclage des poudres de polissage.

Mis à part ces études utilisant des procédés hydrométallurgiques relativement classiques, des approches innovantes dans un objectif de sobriété sont peu décrites dans la littérature.

Quelques études telles que des approches zéro-déchet ont été réalisées. (Kato et al., 2000) proposaient déjà en 2000 un procédé de régénération de poudres de polissage en boucle courte en éliminant les impuretés (principalement SiO_2 et Al_2O_3) par lixiviation alcaline puis précipitation de zéolites à 100°C . Après séparation des zéolites ainsi formées, la solution alcaline est réutilisée pour purifier à nouveau des poudres de polissage usagées. La performance de la poudre de polissage régénérée est identique à une poudre neuve. Plus récemment, Yu et al. ont développé un procédé permettant de récupérer le Ce et le La par lixiviation acide (96% des ETR lixiviées) afin de synthétiser un catalyseur pour la décomposition de l'ammoniac (B.-S. Yu et al., 2019). Suite à la lixiviation, la composition chimique du lixiviat est ajustée sans étape de purification pour obtenir le rapport stoechiométrique nécessaire à la production du catalyseur. Les performances du catalyseur sont similaires à celles des catalyseurs produits à partir de réactifs purs. Cette synthèse permet de réduire les coûts de production de 26% et permet surtout d'éviter les impacts associés au stockage des résidus de polissage.

3.2.2.3.4 Catalyseurs de craquage catalytique (FCC) et catalyseur d'échappement automobiles

L'étendue de la recherche sur le recyclage des catalyseurs est, comme dans le cas des poudres de polissage, très faible au regard de la part significative de cette application dans le marché des ETR (très peu de publications retenues après la phase de tri des articles pour un marché qui représente 20% du marché). De plus, les publications sont peu citées illustrant le faible dynamisme de la communauté scientifique sur ce sujet. Parmi les explications plausibles, la question de la faible valeur économique du La et du Ce diminue très probablement l'intérêt pour le recyclage. La plupart des études en laboratoire

portent sur la mise au point de méthodes de lixiviation après grillage. En général, la méthode de grillage/lixiviation acide est utilisée. Le grillage peut éliminer les composants volatils tels que les dépôts de carbone ainsi que les sulfures présents dans les catalyseurs usagés (Z. Zhao et al., 2017). La lixiviation par des acides minéraux sans pré-traitement est efficace mais ne présente pas d'originalité particulière. Elle peut être suivie d'une précipitation à l'acide oxalique et éventuellement un traitement thermique pour une transformation sous forme d'oxydes (Sposato et al., 2021; J. Wang, Huang, Cui, et al., 2017; J. Wang, Huang, Wang, et al., 2017). En revanche, quelques articles proposent des approches innovantes « zero-déchets » de valorisation des résidus suite à la récupération des ETR, très souvent obtenue par lixiviation acide.

Si la réutilisation directe des zéolithes en catalyse n'est pas envisageable à cause de la perte de performance de ces catalyseurs, une des pistes envisagées est le downcycling comme matériaux adsorbant de métaux (Ferella et al., 2019) ou comme additif dans les ciments (jusqu'à 15% de ciment peut être substitué par les résidus après extraction des ETR sans modifier les propriétés des ciments) (Alonso-Farinas et al., 2020). Par opposition au recyclage direct, certains auteurs proposent de synthétiser de nouvelles zéolithes à partir des catalyseurs FCC usagés pour de nouvelles applications catalytiques (Timoshev V et al., 2024). L'activité catalytique de la zéolithe recyclée atteint des performances proches de la zéolithe commerciale de référence.

3.2.2.3.5 Verres optiques

Un procédé hydrométallurgique de récupération des ETR est décrit à partir d'un verre optique borosilicaté usagé (Y. Jiang et al., 2005). Le procédé optimisé consiste à convertir les ETR du verre borosilicaté en hydroxydes d'ETR insolubles par une solution d'hydroxyde de sodium concentrée à chaud (55 % en poids) à 413 K, suivie d'une lixiviation des hydroxydes d'ETR à l'aide d'une solution chaude d'HCl, ce qui donne une solution aqueuse de chlorures d'ETR. La solution de chlorure d'ETR peut être utilisée comme matière première pour une usine de séparation d'ETR. La récupération des ETR était de 99,4 % pour La, 100 % pour Y et 100 % pour Gd.

3.2.2.3.6 Batteries NiMH

Bien que largement en deçà de la quantité de travaux réalisés sur le recyclage des batteries au lithium, la recherche sur le traitement des batteries NiMH et la récupération des ETR a donné lieu à une production assez régulière depuis les premiers travaux de la fin des années 1990.

Des articles de review (Cassayre et al., 2022) (Innocenzi et al., 2017) présentent et comparent les procédés étudiés pour le recyclage des batteries NiMH, en intégrant la récupération des ETR. En amont, les recycleurs préparent des poudres de batteries usagées (black mass) par opérations physiques (tri, broyage, tamisage, traitement thermique), dans lesquelles les ETR représentent environ 5 à 20 % (en masse) contre 35-50 % de nickel et 3-5 % chacun pour le cobalt, le fer, l'aluminium, le potassium, le carbone et le manganèse. La stratégie de récupération des ETR de la black mass NiMH est fortement impactée par le procédé mis en œuvre pour récupérer les métaux de valeurs (Ni, Co).

Ainsi, l'option pyrométallurgique, dont les bases ont été posées dans les années 2000 (Müller & Friedrich, 2006), nécessite des températures extrêmement élevées (1500 °C), et vise à récupérer le nickel, le cobalt et le fer dans une phase métallique liquide riche en nickel. Les ETR se retrouvent dans le laitier (oxydes liquides) et sont mélangés aux fondants (Si, Ca, Mg notamment). L'enjeu de ce type de procédé consiste à trouver une formulation chimique de fondant permettant une réduction efficace des métaux tout en gardant une concentration élevée d'ETR dans les laitiers (>10 %). Les ETR peuvent alors être extraites

sélectivement des laitiers par hydrométallurgie (Y. Deng et al., 2020; B. Kim et al., 2023). Globalement, assez peu de travaux académiques explorent cette voie pyrométallurgique.

L'autre voie, très étudiée depuis le début des années 2000 (42 articles techniques sur le corpus de 74 articles), concerne les procédés hydrométallurgiques, qui impliquent de dissoudre la quasi-intégralité de la black mass avant de réaliser des séparations par précipitation, extraction par solvant ou électrodéposition. Plusieurs travaux publiés sur la période 2018-2023 montrent qu'une voie efficace et robuste de récupération groupée des ETR consiste à réaliser une dissolution de la black mass en milieu acide sulfurique à pH (0-1) et température (40-80 °C) modérés, suivie d'une précipitation sélective par le sulfate de sodium (Na_2SO_4), pour produire de doubles sulfates d'ETR (Guzhov et al., 2023; Porvali et al., 2018, 2020; Takano et al., 2022a; Zielinski et al., 2020, 2021). Cette voie permet de récupérer plus de 90% des ETR contenus dans les black mass, en produisant des composés de même nature que ceux obtenus dans certaines étapes de production primaire des ETR (à partir de bastnaésite ou de monazite). Dans ce type de schéma de procédé, Takano et al. ont mis au point une méthode de récupération partiellement sélective de l'yttrium, dont la valeur économique est largement supérieure aux autres ETR (Takano et al., 2022b). En dehors des opérations d'extraction liquide-liquide très complexes et coûteuses en solvant (Larsson et al., 2013b; Petranikova et al., 2017), très peu de travaux portent sur la séparation des ETR issus des batteries NiMH. La séparation du Ce a néanmoins été investiguée par oxydation/précipitation (Porvali et al., 2020). Comme l'analyse Innocenzi et al., dans ces voies hydrométallurgiques classiques, très peu de travaux traitent de la gestion des effluents aqueux (saumures concentrées en sulfates ou chlorures).

Des voies alternatives à l'utilisation d'acides inorganiques ont été explorées de manière plus partielle depuis 2020. On relève ainsi l'utilisation d'acide citrique (Kolodynska et al., 2023; Marins et al., 2022) ou d'acide formique (Marins et al., 2020). Une équipe a également réalisé des travaux sur la biolixiviation des batteries NiMH, en s'intéressant notamment au devenir des ETR dans ces systèmes (Rasoulnia, Barthen et Lakaniemi, 2021; Rasoulnia, Barthen, Puhakka, *et al.*, 2021; Rasoulnia, Barthen, Valtonen, *et al.*, 2021a; Rasoulnia *et al.*, 2022; Rasoulnia, Hajdu-Rahkama et Puhakka, 2023) sous l'effet du gluconate. La présence de phosphates dans ces environnements restreint néanmoins la solubilité des ETR et pose des problématiques de séparation ultérieure.

La mise en œuvre de voies courtes, visant à produire directement un matériau fonctionnel, reste très peu investiguée pour les produits d'ETR issus des batteries NiMH. Maroufi et al. décrivent une voie nécessitant deux traitements thermiques (l'un oxydant, l'autre réducteur), avec une déposition en phase vapeur permettant de former des nanotubes d'oxydes d'ETR (Maroufi et al., 2018). Mansouri et al. synthétisent des composés magnétiques (manganites) à partir d'oxalates d'ETR extraits de jus de lixiviation acide.

3.2.2.3.7 Résumé et conclusion

En résumé, la littérature sur les étapes de pré-traitement et voies courtes pour le recyclage des ETR confirme qu'il existe aujourd'hui un panel limité de procédés, chacun étant adapté aux différentx flux-déchets dont les aimants permanents (NdFeB et SmCo), les poudres de phosphore pour les lampes et les poudres de polissage, les catalyseurs (FCC et pots d'échappement), les verres optiques et les batteries NiMH. Plus d'une centaine d'articles originaux, complétés par une quinzaine de revues parues entre 2018 et 2024, convergent pour montrer qu'un taux de récupération supérieur à 80 % des ETR est techniquement atteignable, sachant que ces résultats reposent souvent sur des séries d'essais de laboratoire encore modulaires et peu comparables. Ainsi, pour les aimants permanents NdFeB , quatre voies sont recensées, la réutilisation directe, la décrépitation à l'hydrogène (HD), la fusion pyrométallurgique et la lixiviation directe. Parmi une douzaine d'études publiées depuis 2020, la décrépitation HD s'impose comme la « voie aimant-à-aimant » la plus courte (Burkhardt et al., 2023; Habibzadeh et al., 2023), l'absorption d' H_2 à température ambiante fragilise la phase $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$, provoque

un gonflement et une fragmentation complète de l'aimant. La poudre obtenue, tamisée puis recomprimée, conserve ~90 % des propriétés magnétiques initiales. L'extension HDDR, opérant à 750-950 °C, génère des grains ultrafins et renforce la coercivité. Pour les aimants SmCo, un article illustre la décrépitation (Eldosouky & Škulj, 2018). Toutefois, la stabilité thermique élevée de SmCo impose des pressions et températures plus fortes que pour NdFeB, limitant l'intérêt industriel. Les travaux convergent vers un schéma plus simple impliquant un broyage mécanique sous atmosphère inerte, suivi d'une étape classique de métallurgie des poudres pour réincorporation. Concernant les poudres de phosphore, une vingtaine d'études (2001-2024) décrivent des séparations physiques (tamisage, flottation, tri densimétrique, séparation magnétique à gradient 10 000 G) afin de concentrer les phosphores à haute teneur en ETR. Les méthodes chimiques à faible agressivité (lixiviation acide diluée) éliminent Ca et P et améliorent le rendement en ETR de 20 à 30 %. Le procédé industriel SepSelsa (Pavon, Lapo, et al., 2021; Pavon, Lorenz, et al., 2021) illustre un enchaînement fiable basé sur une chloration au NH_4Cl , suivie d'une dissolution sélective d'Y et Eu puis une précipitation oxalique. La littérature présente des récupérations supérieures ou égales à 90 % lorsque fusion alcaline ou un grillage micro-ondes précèdent la lixiviation. Une dizaine de publications dont trois revues (Chenna Rao Borra et al., 2018; Lu & Liang, 2024; Y. Wu et al., 2021) traitent du recyclage des ETR contenus dans les poudres de polissage montrent que la lixiviation alcaline à chaud retire silice et alumine, tandis que la régénération de la poudre CeO_2 permet deux cycles supplémentaires de polissage sans perte de performance. Des démarches « zéro déchets » décrites par Kato et al. puis par B.-S. Yu et al. proposent une purification basée sur une précipitation de zéolites ou de synthèse directe d'un catalyseur à l'ammoniac, avec économies de 25-30 % sur les coûts et suppression des résidus solides (B.-S. Yu et al., 2019) (Kato et al., 2000). Moins de 20 articles techniques traitent du recyclage des zéolithes La/Ce de Catalyseurs FCC malgré un poids de marché notable. La faible valeur économique de ces ETR explique ce déficit. Les approches classiques (grillage/lixiviation acide, précipitation oxalique) atteignent des rendements ≥ 85 %. Pour les batteries NiMH, deux revues récentes (Cassayre et al., 2022; Innocenzi et al., 2017) couvrent environ 200 références, confirmant que la voie hydrométallurgique domine, basée sur la dissolution de la black mass dans H_2SO_4 (pH 0-1, 40-80 °C) suivie de précipitation sélective en doubles sulfates, récupérant > 90 % des ETR. Enfin, les verres optiques et autres flux matière ne reçoivent qu'un faible écho. Une poignée de travaux (≈ 5) démontrent la faisabilité d'un traitement NaOH concentré (55 %) à 140 °C par conversion des ETR en hydroxydes insolubles mis en solution HCl, avec des rendements de 99-100 %.

En conclusion, la synthèse des récentes études publiées, environ une centaine d'articles originaux complétés par une quinzaine de revues, montre que le recyclage des ETR repose aujourd'hui sur un nombre restreint mais clairement identifié de méthodes, chacune optimisée pour un flux de déchet particulier (aimants permanents (NdFeB, SmCo), poudres de phosphore, poudres de polissage, catalyseurs FCC, batteries NiMH et verres optiques). Les rendements de recyclage rapportés pour la plupart de ces filières s'appuient sur des protocoles de laboratoire encore hétérogènes, cependant, leur récurrence dans la littérature suggère une robustesse technique qui ne demande qu'à être validée à l'échelle pilote. Pour les aimants NdFeB, la décrépitation à l'hydrogène constitue actuellement la voie la plus directe « aimant-à-aimant », grâce à la fragilisation sélective de la phase $\text{Nd}_2\text{Fe}_{14}\text{B}$ et au maintien d'environ 90 % des propriétés magnétiques après recompression. Les aimants SmCo requièrent des conditions thermomécaniques plus sévères, la combinaison broyage sous inertage et métallurgie des poudres apparaît néanmoins comme une option pragmatique. Les poudres de phosphore et de polissage bénéficient de séquences physiques puis chimiques de faible agressivité qui atteignent ou dépassent 90 % de récupération, tandis que les catalyseurs FCC et la black mass de batteries NiMH valident, respectivement, des approches grillage—lixiviation et hydrométallurgie classiques avec des rendements comparables. Les verres optiques, enfin, illustrent qu'une simple conversion alcaline suivie d'une mise en solution acide peut conduire à des récupérations quasi quantitatives.

Finalement, l'ensemble des données apporte des arguments en faveur d'un déploiement progressif mais ciblé de filières de recyclage des ETR, fondé sur le choix raisonné du procédé le mieux adapté à chaque

typologie de déchet et sur la montée en échelle contrôlée des essais de laboratoire vers des démonstrateurs semi-industriels.

3.2.3 Cœur de procédé

3.2.3.1 Pyrométallurgie

La pyrométallurgie utilise des réactions de fusion, d'évaporation ou de réduction à haute température pour concentrer les ETR en alliages ou en mélanges, qui sont ensuite purifiés par d'autres méthodes physiques ou chimiques (Assefi et al., 2020; C. Deng et al., 2025). Les techniques de récupération pyrométallurgiques incluent la décrépitation par hydrogène (voir 3.2.2.2), la chloruration sélective, l'extraction par métal liquide ou par sel fondu, le procédé "glass slag" et la fusion par induction sous vide (Y.-Y. Bian et al., 2022; Z. Hua et al., 2014; Omodara et al., 2019; T. Xu et al., 2024). Ces procédés sont des processus courts de recyclage et conviennent au traitement à grande échelle des déchets, généralement sans produire d'effluent chimiques. Comparativement aux méthodes hydrométallurgiques, la pyrométallurgie offre néanmoins des taux de récupération plus faibles, une consommation énergétique plus élevée et des exigences plus strictes en matière de qualité des matières premières. Les produits obtenus sont principalement des ETR mélangés qui nécessitent une séparation et une purification supplémentaires. On distingue principalement trois méthodes de traitement par chloruration, alliage (métal liquide, sels fondus) et oxydation sélective.

3.2.3.1.1 Méthode par chloruration

La méthode par chloruration exploite la facilité avec laquelle les ETR réagissent avec le chlore gazeux ou certains chlorures pour former des chlorures d'ETR, laissant les autres métaux sous forme métallique. Murase et al. a mis au point un procédé de transport chimique en phase gazeuse, où Cl_2 et AlCl_3 servent d'agents chlorant (Murase et al., 1995, 1996). À 800–900 °C, les chlorures d'ETR se concentrent dans la zone de haute température sous forme de complexes gazeux ($\text{ETRAI}_n\text{Cl}_{3+3n}$), tandis que les autres chlorures migrent vers une zone plus froide. Toutefois, la cinétique lente nécessite un temps de réaction prolongé, et la séparation ultérieure des chlorures mélangés est indispensable. Mochizuki et al. ont étudié cette approche pour récupérer le néodyme (Nd) et le dysprosium (Dy) à partir d'aimants NdFeB. À température élevée, les éléments métalliques autres que les ETR se volatilisent, permettant ainsi une séparation efficace des ETR par condensation (Mochizuki et al., 2013). Les chlorures d'ETR obtenus sont ensuite convertis en oxydes via un traitement à la vapeur d'eau à haute température. (Shirayama & Okabe, 2018) ont extrait les ETR de NdFeB avec du MgCl_2 fondu à 1000 °C, produisant un alliage Fe-B solide et un chlorure d'ETR purifié par distillation sous vide (Shirayama & Okabe, 2018). Uda a utilisé FeCl_2 avec du carbone activé comme désoxydant pour traiter des boues d'aimants NdFeB à 1000 °C sous atmosphère d'argon, obtenant un mélange de NdCl_3 et DyCl_3 d'une pureté de 99 % (Uda, 2002). Itoh et al. ont étudié la chloration sélective des ETR de NdFeB par NH_4Cl sous atmosphère d'azote dans une gamme de température de 250 à 350 °C (Itoh et al., 2009). La chloration sélective est issue de la différence d'enthalpie standard de formation entre ETRCl_3 et FeCl_2 . Lorenz (Lorenz et al., 2017; Lorenz & Bertau, 2019, 2020) a développé une méthode de chloration utilisant du chlorure d'ammonium (NH_4Cl) chauffé entre 225 et 325°C, générant du HCl gazeux convertissant les métaux présents en chlorures hydrosolubles. Appliqué aux aimants NdFeB et SmCo, ce procédé permet en outre un recyclage de HCl gazeux non réagi par recombinaison avec l'ammoniac, réduisant ainsi la consommation d'acides inorganiques et limitant les rejets acides dans l'environnement. Ce procédé atteint un rendement de récupération des ETR allant jusqu'à 84% en conditions optimales.

3.2.3.1.2 Extraction en milieu métal liquide

Des méthodes d'extraction par métal liquide ont été appliquées pour la récupération sélective des ETR contenus dans les aimants NdFeB (Chae et al., 2014; Gao et al., 2021). L'utilisation de Mg fondu (675—1000 °C) permet la dissolution des ETR en formant un alliage Mg-ETR, tandis que Fe, B et les autres éléments ne s'y dissolvent pas. Les ETR sont ensuite séparés par distillation, le Mg s'évaporant aisément. Okabe et al. ont montré que la circulation du Mg fondu sous gradient de température permettait d'obtenir un Nd pur à 97,7 % (Okabe et al., 2003). Sun et al. ont établi que la température devait rester sous 830 °C pour éviter l'oxydation des poudres fines freinant la formation d'alliage (M. Sun et al., 2015). En général, les déchets oxydés ne conviennent pas, la présence d'oxydes d'ETR inhibant leur dissolution dans le Mg. Par ailleurs, Takeda et al. ont choisi l'Ag fondu pour extraire 90 % de Nd à 1000 °C, formant un alliage Ag-Nd à 40—50 % Nd (Takeda et al., 2004). Le Nd est alors récupéré sous forme de Nd_2O_3 à 1136—1172 °C en présence d'air. Enfin, le cuivre, plus économique, a aussi été testé (Moore et al., 2015). À 1450—1500 °C, le mélange Aimant-Cu génère une coque Nd-Cu non magnétique, fragile, que l'on peut fragmenter et séparer magnétiquement du noyau riche en Fe.

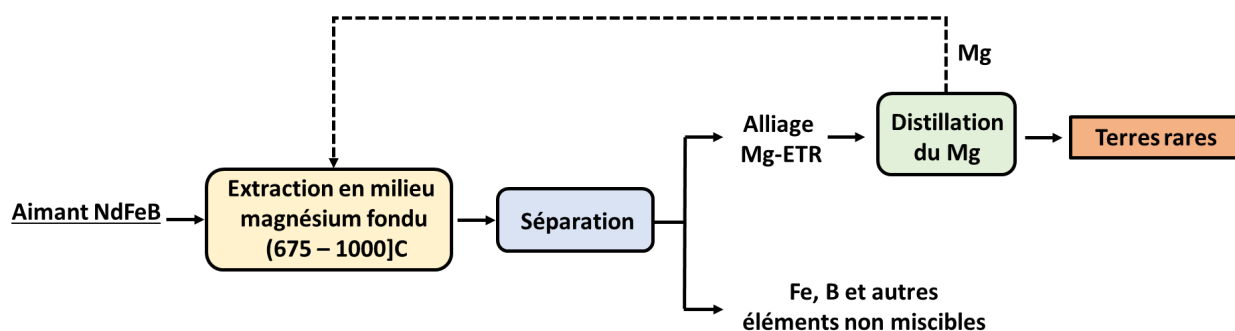


Figure 3.10 Méthode d'extraction en milieu métal liquide.

3.2.3.1.3 Extraction en milieu sels fondus

Différentes études ont exploré la récupération d'ETR via l'extraction en sel fondu, y compris pour des déchets oxydés. Dans cette approche, des sels fluorés ou chlorés dissolvent les aimants, permettant d'obtenir un métal ou un alliage. H. Hua et al. et Z. Hua et al. ont ainsi recouru à des eutectiques MgCl_2 -KCl (600—1200 °C, sous argon) pour dissoudre sélectivement les ETR de NdFeB, avec un rendement maximal de 93 % à 1200 °C en seulement trois heures (H. Hua et al., 2022; Z. Hua et al., 2014, 2017). Les chlorures d'ETR extraits sont ensuite transformés en alliage Mg-Nd. De même, un bain AlF_3 -NaF (800—1100 °C, sous argon) a permis de récupérer les ETR pour former un alliage Al-Nd (Z. S. Hua et al., 2015). Martinez et al. ont comparé LiCl-KCl (50—50 %) et NaCl-KCl (58—42 %) à 600—850 °C, observant l'efficacité supérieure du LiCl-KCl (Martinez et al., 2013). Konishi et al. ont réalisé des électrolyses en mélange de chlorures d'ETR dans LiCl-KCl à 450 °C et CaCl_2 -LiCl à 600 °C afin de dissoudre tous les éléments d'aimants NdFeB (Konishi et al., 2016, 2018). Takeda et al. ont développé une électrolyse en sel fondu LiF-NdF₃ (50—50 %) et LiF-NdF₃-DyF₃ (50—25—25 %) à 1230 °C, afin de réduire la teneur en oxygène d'aimants contaminés (Takeda et al., 2014). L'oxygène a ainsi été extrait dans le laitier, produisant un alliage Ln-Fe-B à 160 ppm d'oxygène, contre 500 ppm pour un aimant vierge. Abbasalizadeh et al. ont étudié la dissolution sélective des ETR dans un bain fluoré (LiF-NdFeB), grâce à divers fondants (AlF_3 , ZnF_2 , FeF_3 et Na_3AlF_6) qui favorisent la formation d'ETRF₃, exploitable pour le dépôt électrochimique des métaux d'ETR (Abbasalizadeh et al., 2017). Les aimants Sm—Co se recyclent

aussi via une dissolution dans LiCl—KCl, conduisant à du cobalt métallique ou soluble et à du SmOCl (Maltsev et al., 2022).

L'extraction en sel fondu constitue une voie prometteuse pour récupérer efficacement les ETR, moyennant un contrôle approprié de la composition du bain, de la température et de l'atmosphère. L'ajout d'étapes d'électrolyse ou de distillation peut améliorer la sélectivité et abaisser considérablement la teneur en oxygène des alliages finaux. La capacité à traiter des aimants oxydés ou contaminés élargit notablement l'éventail de déchets valorisables, même si la présence d'oxydes peut encore limiter l'efficacité. Des recherches complémentaires restent nécessaires pour optimiser les paramètres, réduire l'oxydation et intégrer ces procédés dans des filières de recyclage industrielles.

3.2.3.1.4 Méthode « glass slag »

La méthode dite « glass slag » représente une autre approche de récupération des ETR par oxydation sélective utilisant les différences d'affinité pour l'oxygène entre les ETR et les autres éléments métalliques à haute température (Saito et al., 2003). Elle implique la fusion de l'aimant avec un flux favorisant l'oxydation sélective et la dissolution des ETR dans la phase de laitier, dont on peut ensuite extraire ces éléments par lixiviation sélective et précipitation. Saito et al. ont utilisé du B_2O_3 fondu pour extraire les ETR de boues d'aimants, formant ainsi un laitier Nd_2O_3 – B_2O_3 (Saito et al., 2005). Y. Bian et al. ont, de leur côté, recouru à un flux FeO – B_2O_3 afin de séparer le néodyme des métaux à base de fer (Y. Bian et al., 2015). Sur le plan thermodynamique, ce flux FeO – B_2O_3 se révèle avantageux pour l'oxydation sélective des ETR. Des études ont par ailleurs porté sur divers systèmes de laitier (CaO – SiO_2 – Al_2O_3 et CaO – CaF_2) à 1500 °C, démontrant qu'il était possible de transférer jusqu'à 99 % des ETR dans le laitier, suivi d'une lixiviation à l' H_2SO_4 (Abrahami et al., 2015). Toutefois, le rendement global en ETR après lixiviation demeure inférieur à celui obtenu par une attaque acide directe sur l'aimant. Bian et al. ont développé un procédé combinant la fusion par induction sous vide (VIM) avec une étape d'hydrolyse couplée à une séparation magnétique (HMS) (Y. Bian et al., 2016). À 1400 °C, l'alliage NdFeBCsat, obtenu dans un creuset en graphite, est converti en poudre fine et traité en milieu aqueux. Les carbures d'ETR s'hydrolysent alors pour former des hydroxydes de pureté >99 %, tandis que le fer métallique et les carbures de fer sont séparés par voie magnétique.

Plus récemment, B. Liu et al. ont introduit une méthode de carbonisation/hydrogénation-hydrolyse, utilisant un biochar comme agent extractant (B. Liu et al., 2019). En plaçant une couche de poudre NdFeB au-dessus du biochar et en opérant une opération de carbonisation/hydrogénation à 1400 °C pendant 90 minutes, on obtient un alliage NdFeB–C/H dont 88 % des ETR peuvent être récupérés par hydrolyse suivie d'une séparation magnétique. Bien que ce procédé présente l'avantage de ne pas employer de réactifs toxiques, il demeure énergivore et n'est compatible qu'avec des aimants propres, dépourvus de revêtement de nickel.

3.2.3.1.5 Résumé et conclusion

En résumé, d'après l'analyse d'une trentaine d'articles principaux, les procédés pyrométallurgiques, particulièrement appliqués au recyclage des aimants permanents (notamment NdFeB et Sm—Co) permettent la récupération des ETR par des techniques à haute température, telles que la chloration sélective, l'extraction par métal liquide, l'extraction en sels fondus ou encore la méthode « glass slag ». Ces procédés convertissent les ETR en alliages ou en composés intermédiaires (chlorures, oxydes), réutilisables après purification (Assefi et al., 2020; C. Deng et al., 2025).

La chloruration repose sur la formation de chlorures d'ETR par réaction avec des agents chlorants (Cl_2 , NH_4Cl ...), laissant les autres métaux sous forme métallique ou gazeuse. Des rendements supérieurs à 80 % sont atteints, mais la séparation finale des chlorures reste complexe (Lorenz et al., 2017; Lorenz & Bertau, 2020). L'extraction par métal liquide, notamment avec Mg, Ag ou Cu fondus, permet d'isoler les ETR sous forme d'alliages, avec un taux de pureté de Nd atteignant 97,7 % (Okabe et al., 2003). Cependant, ces procédés sont sensibles à l'oxydation des déchets. L'extraction en sels fondus, via des bains de chlorures ou fluorures, favorise une dissolution sélective des ETR même à partir de déchets oxydés. Les rendements culminent à 93 % (H. Hua et al., 2022), et des électrolyses peuvent réduire l'oxygène résiduel. La méthode « glass slag » mise sur l'oxydation sélective et la lixiviation postérieure. Des rendements d'extraction de 88 à 99 % sont atteints (Abrahami et al., 2015; B. Liu et al., 2019), mais la compatibilité avec certains revêtements métalliques reste limitée. Globalement, ces procédés sont efficaces pour des déchets riches en ETR, ne génèrent que peu d'effluents, mais sont énergivores et doivent encore faire l'objet d'optimisations environnementales.

En conclusion, les procédés pyrométallurgiques sont simples, génèrent peu ou pas d'effluents aqueux acides et sont relativement propres. La méthode par alliage permet l'extraction directe des ETR tandis que les méthodes par oxydation et chloration donnent des composés (oxydes ou chlorures) destinés à une production industrielle ultérieure. Cependant, les composés obtenus sont moins précieux que les métaux purs. Ces procédés nécessitent habituellement des matériaux initiaux riches en ETR et ne conviennent pas aux ressources faiblement concentrées. Ils impliquent également une calcination énergivore, augmentant l'empreinte carbone et pouvant produire des composés organiques nocifs comme les dioxines, furanes et phénols. La durabilité des procédés pyrométallurgiques dépend donc fortement du contrôle des émissions et de l'efficacité énergétique. Finalement, l'ensemble des données disponibles souligne l'intérêt croissant pour l'optimisation des procédés pyrométallurgiques dans le cadre d'une économie circulaire des ETR. Leur intégration dans des chaînes de recyclage hybrides (combinant pyrométallurgie, hydrométallurgie et étapes électrochimiques) semble indispensable pour répondre aux exigences techniques, environnementales et économiques des futures filières industrielles de valorisation des matériaux critiques.

3.2.3.2 Hydrométallurgie

L'hydrométallurgie comprend principalement quatre étapes : (1) dissolution des déchets par un solvant, de sorte que les ions métalliques soient stables en solution, c'est-à-dire lixiviation ; (2) séparation de la solution lixiviée et du résidu ; (3) échange d'ions, extraction par solvant ou autres méthodes de précipitation chimique, de sorte que les ETR soient purifiés et séparés ; (4) extraction du composé à partir de la solution de purification.

3.2.3.3.1 Procédés dits classiques (Lixiviation, adsorption/ ELL/ précipitation)

3.2.3.3.1.1 Lixiviation

Les différentes approches de lixiviation font appel à des séquences pyro-hydrométallurgiques, à la dissolution acide directe ou encore à des prétraitements destinés à faciliter la solubilisation des phases renfermant les ETR. La lixiviation des métaux contenus dans les déchets électroniques dépend de multiples facteurs dont le potentiel redox, la cinétique de lixiviation, la nature du lixiviant, la granulométrie, le pH, la température ou l'agitation (Binnemans et al., 2013; Gkika et al., 2024). Historiquement, les recherches initiales se concentraient davantage sur les aimants SmCo, économiquement plus viables dans les années 1990 que les aimants NdFeB, alors peu répandus et de

faible valeur marchande (Sinha et al., 2017; K. Zhou et al., 2017). Contrairement aux NdFeB, les aimants SmCo ne nécessitent généralement pas de revêtement protecteur, facilitant leur recyclage. Le processus développé par Rhône-Poulenc impliquait la dissolution en acides (sulfurique, nitrique, chlorhydrique ou perchlorique) suivie d'une précipitation sélective du samarium sous forme d'oxalate ou de double sulfate. La récupération des ETR à partir d'aimants permanents suit traditionnellement une approche hydrométallurgique utilisant des acides minéraux forts, suivie d'une précipitation sélective des ETR. Les premières études ciblaient principalement des aimants relativement propres et des rebuts de production, plutôt que les déchets d'aimants en fin de vie, souvent contaminés par d'autres matériaux tels que des résidus de broyage. En effet, une lixiviation par des acides minéraux n'est pas suffisamment sélective, avec des contaminations fréquentes par les métaux compétiteurs que sont le fer ou le bore, mais également le cobalt, le nickel et le cuivre, nécessitant des étapes supplémentaires de purification avant réintroduction des solutions dans les installations de séparation existantes. Avant la prise de conscience générale de la nécessité du recyclage des années 2010, très peu de recherches relataient donc du retraitement d'aimants. Lyman et Palmer ont décrit, par exemple, dans un brevet (Scrap Treatment Method for Rare Earth Transition Metal Alloys. US Patent 5,129,945, 1992) la récupération d'ETR à partir d'aimants mis au rebut en dissolvant complètement les matériaux dans H_2SO_4 concentré. Le néodyme a été précipité sous forme de double sel de sulfate de néodyme-sodium ou de sulfate de néodyme-ammonium par ajout de NaOH ou NH_4OH à un pH compris entre 1,5 et 2. Dans ce procédé, le fer est éliminé des solutions de lixiviation en le précipitant sous forme de jarosite, qui n'est pas une forme utilisable du fer et entraîne de fait un problème considérable d'élimination des déchets. Lee et al. ont utilisé quatre réactifs de lixiviation (NaOH, HCl, HNO_3 et H_2SO_4) pour dissoudre des aimants NdFeB usagés (Lee et al., 2013). L'acide chlorhydrique et l'acide sulfurique se sont avérés être les plus efficaces pour la récupération du néodyme. Ce dernier est récupéré par précipitation en jouant sur le pH (par addition de NaOH) avec une récupération de 100% de Nd sous forme de double sel pur à hauteur de 96%. (Lai et al., 2014) ont effectué des études de lixiviation par HCl, dissolvant complètement les ETR et le Fe. Des poudres composites obtenues par précipitation à l'acide oxalique ou en jouant sur le pH, contiennent plus de 99% d'éléments valorisables sous forme de Fe_2O_3 , $\text{Fe}_2\text{O}_3\cdot\text{Nd}_2\text{O}_3$ et Pr_2CoO_4 . Önal et al. recommandent une calcination basse température (200°C) avant une lixiviation sélective des ETR (Nd, Dy, Pr, Gd) à H_2SO_4 pour diminuer la consommation d'acide (Önal et al., 2017). Itakura et al. ont également démontré une récupération supérieure à 99% du néodyme par traitement hydrothermal combinant HCl et acide oxalique (Itakura et al., 2006). Peut-être l'un des plus intéressants articles sur le sujet revient à Ni'am et al. qui ont proposé un protocole « Taguchi » visant à mieux comprendre les paramètres influençant la dissolution (Ni'am et al., 2019). Parmi ces paramètres que sont les caractéristiques du système global (temps, température, rapport solide-liquide, vitesse d'agitation), la composition de la phase lixiviante (concentration et type d'acide), ainsi que les caractéristiques de l'oxyde à dissoudre (taille des particules, surface spécifique, nature du matériau). Ce sont l'acide chlorhydrique et la température qui ont été considérés comme facteurs dominants. La lixiviation des ETR est ainsi réalisée selon les paramètres optimisés, avec HCl à 5M à 368°K , avec une durée de réaction de 24h, un rapport solide-liquide de 2%, une vitesse d'agitation de 800tr/min et une taille de particule de 0,250mm.

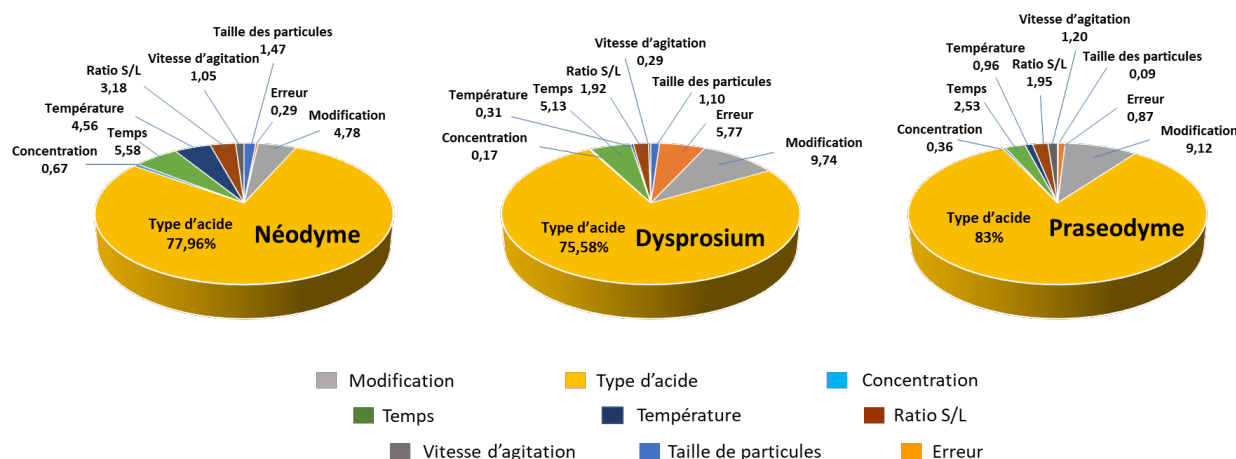


Figure 3.11 Influence de différents paramètres sur la lixiviation d'aimants NdFeB. D'après les données de (Ni'am et al., 2019)

Dans le domaine des poudres de lampes, la dissolution des ETR dépend essentiellement de la structure cristalline des phosphores, ce qui conditionne le procédé en terme économique et environnemental. Le HCl et le H₂SO₄ présentent un comportement similaire en termes de solubilité des ETR, avec formation de chlorures et de sulfates en solution.

HCl favorise la dissolution des ETR par formation de complexes chlorés après déstabilisation du réseau d'oxydes et chloration des ETR libres. H₂SO₄ est souvent préféré, car il limite la co-dissolution des éléments comme le Ca et le Ba par précipitation des sulfates correspondant, bien que la co-précipitation des ETR puisse aussi entraîner des pertes. Les impuretés (halophosphores), à cinétique de lixiviation plus rapide, consomment également les acides limitant le ratio solide/liquide utilisable. Les conditions typiques de lixiviation trouvées dans la littérature impliquent des concentrations d'acide entre 1 et 6 M, à des températures comprises entre 30 et 95 °C, pendant 0,5 à 50 heures avec des ratio solide/liquide qui restent faibles de 5 à 30 % (par exemple (Anand et al., 2019; H. Liu et al., 2014, 2019; Q. Tan et al., 2016)). (Tunsu et al., 2014b) ont néanmoins rapporté des rendements de récupération de 95 % d'Eu, possibles dans des conditions optimales de dissolution à HNO₃ 0,5M, à 20 °C pendant 24 h. La dissolution des ETR étant fortement dépendante de la structure cristalline des phosphores (YOX, CAT, LAP, BAM) (Y.-F. Liu et al., 2019; S. Zhang et al., 2015), selon l'analyse structurale, les ETR (Tb, Ce) présents dans les phases CAT, BAM sont piégés dans le plan miroir de la structure spinelle et ne peuvent être lixiviés qu'après dissociation des phases respectives. La phase YOX présente dans le phosphore Y₂O₃:Eu³⁺ est quant à elle facilement soluble dans une solution acide, tandis que les autres phases (BAM, CAT, LAP) nécessitent un traitement thermique ou chimique complémentaire. La résistance décroissante des phases phosphores à l'attaque des acides minéraux suit ainsi l'ordre Y₂O₃:Eu³⁺ (YOX) > LaPO₄:Ce³⁺, Tb³⁺ (LAP) > BaMgAl₁₀O₁₇:Eu²⁺ (BAM) > CeMgAl₁₁O₁₉:Tb³⁺ (CAT). Le procédé de lixiviation direct est donc limité à la dissolution du Y et de l'Eu (YOX), qui sont facilement solubles et présents en concentrations plus élevées que les autres oxydes complexes. En revanche, les ETR de grande valeur comme le Tb restent dans le résidu et nécessitent des techniques d'extraction supplémentaires. Il a été rapporté que la phase LAP peut être lixiviée par H₂SO₄ concentré chaud (18 M, 120-230 °C) (Van Loy et al., 2018). Une digestion séquentielle du phosphore rouge (0,5—8 M HCl) puis du phosphore vert (8—10 M HCl), permettant la récupération pure du Tb après la séparation du Y et de l'Eu (YOX) a été décrite (A. B. Patil et al., 2021). Toutefois, les phases CAT et BAM restent inertes dans des conditions opératoires similaires.

L'hétérogénéité de la poudre de phosphore constitue donc un défi majeur pour la récupération sélective des ETR avec, de surcroît, le choix de certains acides dicté par les procédés en aval, par exemple, H₂SO₄

préférée lorsqu'une précipitation est anticipée, les ions Cl^- ou NO_3^- étant des options adaptées pour l'extraction par solvant (ELL).

Pour remédier à cet inconvénient, l'activation mécanique (AM) a été étudiée (Shukla & Dhawan, 2022; Van Loy et al., 2018). Elle induit en effet des modifications physico-chimiques dans le réseau cristallin, génère des contraintes, des défauts, une réduction de la taille des particules, diminue la surface spécifique, abaisse l'énergie d'activation, et améliore ainsi le processus de lixiviation chimique. L'influence de l'activation mécanique facilite par exemple la lixiviation des ETR dans des conditions relativement modérées (2 M HNO_3), avec une récupération de plus de 90 % du Y et de l'Eu (Tanvar & Dhawan, 2019). Cependant, la phase CAT contenant du Ce et du Tb s'est révélée inerte au broyage jusqu'à 2 heures à 350 tr/min, ainsi qu'à la lixiviation, même dans une solution de HNO_3 6 M. Des résultats similaires ont été rapportés récemment (Ippolito et al., 2021) où la dissolution maximale de Tb atteignait 35 % après activation mécanique suivie d'une lixiviation à H_2SO_4 . Il a été observé que les phases contenant du Ce et du Tb se dissocient à des vitesses de rotation élevées (500–600 tr/min), ce qui reflète un apport énergétique plus importante pour la dissociation de la structure spinelle (Q. Tan et al., 2017). Le procédé d'activation mécanique à 600 tr/min a permis de réduire l'énergie d'activation du processus de lixiviation dans 6 HC 6Ml, de 53 kJ/mol à 11 kJ/mol, avec des récupérations supérieures à 90 % pour Y et Eu, et 80 % pour le Tb (G. Song et al., 2017; Q. Tan et al., 2016). Ces résultats montrent que l'activation mécanique est une méthode qui optimise la récupération des ETR présents dans des phases réfractaires à la dissolution, avec une moindre consommation énergétique réduite, moins d'acide utilisé, et une efficacité optimisée.

Si l'agitation mécanique joue un rôle non négligeable, l'optimisation par l'utilisation d'ultrasons durant la lixiviation réduit significativement les temps de réaction (Tanaka et al., 2002).

De même, l'activation par micro-ondes (Shukla et al., 2020, 2021; Tanvar, Shukla, et al., 2020a; D. Yang et al., 2023) est également un levier important relevé dans la littérature. Elle fragmente la matrice, accélère la dissolution, et peut augmenter sensiblement le rendement (jusqu'à 99 % pour Nd, ou 90–95 % pour Y et Eu). D'autres voies, telles que la photoréduction (Bart Van Den Bogaert et al., 2015) ou le « Flash Joule Heating » (B. Deng et al., 2022), complètent la palette des procédés permettant de transformer rapidement des phases réfractaires et de faciliter la lixiviation en acide dilué. Enfin, la fusion alcaline (NaOH) couplée à une lixiviation réductrice (Xie et al., 2023) ou l'« acid baking » sous micro-ondes (Shukla et al., 2021; Shukla & Dhawan, 2022) démontrent que des traitements à haute température, localisés ou assistés, peuvent dégrader sélectivement les luminophores ou les alliages complexes, offrant ainsi des rendements élevés ($\geq 90\%$) pour la plupart des ETR cibles. L'ensemble de ces travaux souligne l'intérêt de combiner des prétraitements (thermiques, mécaniques, chimiques) à des étapes de lixiviation sélective, afin d'optimiser à la fois les taux de récupération et l'empreinte économique/environnementale.

3.2.3.3.1.2 Extraction liquide/liquide

L'extraction par solvant a gagné en importance en raison de sa capacité de charge élevée, de sa cinétique de transfert rapide et de son excellente sélectivité de séparation, remplaçant progressivement les approches conventionnelles. Actuellement, l'extraction par solvant constitue la technologie principale et cruciale pour la séparation des ETR (Gergoric, Ekberg, Foreman, et al., 2017; Gergoric, Ekberg, Steenari, et al., 2017; Gergoric et al., 2019; Innocenzi et al., 2015, 2018; T. Liu & Chen, 2021) et c'est donc la méthode la plus répandue. Dans cette procédure, les ETR sont extraits sélectivement de la solution de lixiviation par un solvant organique, en exploitant leurs propriétés chimiques spécifiques telles que la solubilité et l'affinité pour le solvant (Jyothi et al., 2020). Dans l'extraction par solvant, la plupart des complexes d'ETR se coordonnent avec des atomes « durs » comme l'oxygène. L'intensité de la force de liaison étant inversement proportionnelle au carré de la distance entre les noyaux, le rayon des ETR est l'un des principaux facteurs déterminant leur capacité de complexation. L'effet de contraction des

lanthanides constitue ainsi la base de la séparation des ETR et la raison fondamentale de la distinction entre les ETR légers et lourds.

L'extraction par solvant implique l'utilisation d'une formulation composée d'un extractant dissous dans un diluant. Bien qu'un extractant pur soit parfois utilisé, il est plus courant d'employer un diluant, car de nombreux extractants présentent une viscosité élevée à l'état pur. De plus, un modificateur de phase peut être introduit dans la phase organique afin d'éviter la formation d'une troisième phase (Gergoric, Ekberg, Steenari, et al., 2017). L'extractant joue un rôle crucial dans l'extraction par solvant, ce qui a conduit à la synthèse et à la documentation de nombreux extractants à des fins analytiques et commerciales.

Dans le cas des ETR lourds, leur capacité d'extraction dépasse celle des ETR légers. Toutefois, une extraction efficace peut être associée à un processus de réextraction plus complexe. Par conséquent, lors de la sélection des extractants pour la discrimination des ETR lourds, il est considéré comme plus judicieux de viser l'inverse, soit une efficacité élevée de réextraction tout en réduisant de manière appropriée la capacité d'extraction (T. Liu & Chen, 2021). L'acide oxalique est couramment utilisé comme agent précipitant pour séparer les ETR de la solution de lixiviation, en raison de sa forte affinité de liaison avec les ETR sur une large plage de pH (Han, 2020).

Les extractants organophosphorés tels que l'acide di-(2-éthylhexyl)phosphorique (D2EHPA) et le phosphate de tributyle (TBP) sont largement employés dans l'étape d'extraction des ETR en raison de leur haute sélectivité pour les ETR lourds (Talebi et al., 2018; Traore et al., 2023). Les agents échangeurs de cations sont des extractants dotés de groupes fonctionnels acides qui se lient sélectivement aux ETR chargés positivement (Önal et al., 2020). Saratale et al. ont découvert que l'acide Versatique 10, un extractant carboxylique, est efficace pour la séparation des ETR contenus dans les poudres de phosphore des lampes fluorescentes (Saratale et al., 2020). Tunsu et al. se sont concentrés sur l'extraction des ETR contenus dans les poudres de phosphores des lampes fluorescentes par ELL à partir de différents lixiviats HCl, H₂SO₄ et HNO₃ en utilisant les cyanex 572 et 923 (Tunsu, Ekberg, et al., 2016b; Tunsu et al., 2016, 2016). Riaño et Binnemans ont utilisé le liquide ionique trihexyl(tétradécyl) pour la séparation et la récupération réussie de Nd₂O₃ et Dy₂O₃ à partir d'aimants permanents NdFeB usagés, atteignant des puretés respectives de 99,6% et 99,8% (Riaño & Binnemans, 2015).

Bien que l'extraction par solvant reste la méthode commerciale principale pour la séparation des ETR, son efficacité est limitée, nécessitant souvent plusieurs étapes pour atteindre une grande pureté. De plus, de nombreux extractants présentent des risques en raison de leur inflammabilité et de leur toxicité, ce qui peut engendrer une pollution secondaire. La recherche actuelle sur l'extraction par solvant se concentre sur l'amélioration de l'efficacité de séparation et des facteurs d'enrichissement, en optimisant les extractants sélectifs et les solvants organiques (Dewulf et al., 2020).

3.2.3.3.1.3 Membranes

La séparation par membrane se distingue par son efficacité, sa simplicité et sa capacité à réduire les pertes en solvant. Grâce à ses nombreux avantages, notamment une sélectivité élevée, une efficacité de séparation élevée, une faible consommation d'énergie et une faible production de déchets, les techniques membranaires ont été largement abordées pour la séparation des ETR. Cela s'explique par la diversité des membranes disponibles, qui offrent différentes compositions, porosités et perméabilités, permettant d'adapter les conditions aux besoins de séparation des ETR (S. Z. Islam et al., 2022; Kujawa et al., 2023).

Au cours de la dernière décennie, les matériaux de séparation membranaire rapportés peuvent être classés en membranes liquides et solides. La technique des membranes liquides (LMT) regroupe divers procédés d'extraction dans lesquels le transport des espèces extraites se fait à travers la phase membranaire (Bashiri et al., 2022).

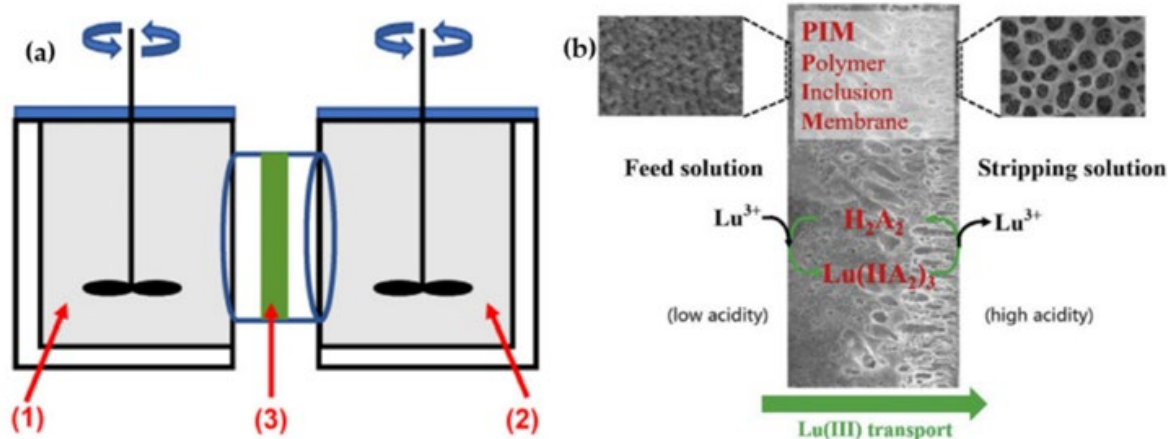


Figure 3.12 Exemple d'équipement pour l'extraction et le transport d'ETR par membrane. 1) phase d'alimentation, 2) phase de réextraction, 3) membrane. Tirée de (Bashiri et al., 2022). Sous licence CC BY.

L'extraction des ETR par membranes liquides se distingue par une cinétique d'extraction rapide, un ratio d'enrichissement élevé, une intégration de l'extraction et de la réextraction, ainsi qu'une faible consommation de réactifs (Laguel & Samar, 2024).

Les membranes liquides comprennent divers types, les membranes liquides supportées (SLMs), membranes liquides en vrac (BLMs), les membranes liquides sur fibres creuses (HFSLMs), les membranes liquides en bulk (ELMs), et les films pseudo-liquides électrostatiques (ESPLMs), entre autres. Dans ces systèmes, les ETR traversent généralement de la solution d'alimentation vers la phase de réextraction à travers une phase organique. Les membranes liquides supportées (SLMs), composées d'un support poreux et d'un vecteur d'extraction des ions cibles, sont efficaces grâce à leur haute sélectivité et à leur faible consommation d'extractant. Elles sont largement utilisées pour l'extraction des ETR, bien qu'elles présentent des inconvénients tels que leur faible stabilité et le colmatage des pores par les solutions aqueuses (Bashiri et al., 2022; Deshmane et al., 2020).

Par exemple, Martínez et al. ont utilisé une membrane liquide supportée en employant le D2EHPA comme extractant et un support polymérique (Martínez et al., 2018). Baba et al. ont étudié le transfert d'ETR à travers une membrane liquide supportée à base d'acide N,N-diocetyl diglycolamique (DODGAA) dans un liquide ionique avec une remarquable sélectivité pour le Dy par rapport au Nd et au Fe (Y. Baba et al., 2011). Néanmoins, la principale limitation des SLMs réside dans la tendance des solutions aqueuses à mouiller le support poreux et à bloquer inévitablement les transporteurs. Ni'Am et al. ont étudié le processus d'extraction des ETR contenus dans un jus de lixiviation d'aimants par membrane liquide supportée sur fibre creuse (HFSLM) (Achmad Chusnun Ni'Am et al., 2020). En présence de D2EHPA à 1 mol/L, les pourcentages de récupération optimaux obtenus étaient de 63,13% pour Nd^{3+} , 15,21% pour Dy^{3+} et 56,29% pour Pr^{3+} . Même si elles sont efficaces, les membranes liquides présentent cependant plusieurs limitations, notamment en termes d'utilisation à long terme, de stabilité et de rendement d'extraction (Kujawa et al., 2023).

Les procédés à membranes solides utilisent des ligands chimiquement ou physiquement fixés à la membrane ou à une structure de support poreuse, ce qui permet leur utilisation sans perte d'extractant dans la phase aqueuse. La membrane à polymère inclus (PIM) représente une approche relativement nouvelle pour l'extraction solide des ETR, à faible coût, flux élevé et flexibilité mécanique (Croft et al., 2018). Dans une étude récente sur la stabilité des membranes, Tan et al. ont synthétisé une membrane nanoporeuse à base de graphène, dans laquelle la dopage à l'azote et la taille des pores étaient contrôlés

via une stratégie de multi-confinement (H. Tan et al., 2021). Ce matériau a montré une sélectivité remarquable pour la séparation individuelle des ETR. Actuellement, les recherches sur la séparation des ETR par techniques membranaires se concentrent principalement sur les membranes non liquides stables (Z. Chen et al., 2022).

Siddiqui et al. ont évalué l'utilisation de la nanofiltration avec une membrane en PVDF pour concentrer les ETR sous différentes pressions et à divers pH (Siddiqui et al., 2021). Les conditions optimales ont permis une efficacité de récupération de 90%. Zheng et al. ont utilisé une technique sans greffage basé sur le concept d'empreinte moléculaire, en prenant le Dy(III) comme élément d'empreinte (Zheng et al., 2020). Par cette méthode, ils ont réussi à produire différentes variantes de membranes à empreinte via une auto-organisation évaporative, avec des résultats qui soulignent le potentiel important de ce type de membranes.

3.2.3.3.1.4 Adsorption

Les méthodes conventionnelles d'extraction de métaux (extraction par solvant et précipitation) nécessitent la plupart du temps de gros volume de réactifs souvent complexes à gérer (en termes de production, de volume, de toxicité, de recyclabilité) et sont des techniques qui ont été mises au point historiquement pour des solutions concentrées en éléments d'intérêt. Ces méthodes ne sont pas toujours adaptées pour l'extraction des ETR issus de la lixiviation de produits complexes (mine urbaine par exemple) et souvent présents en relativement faible concentration.

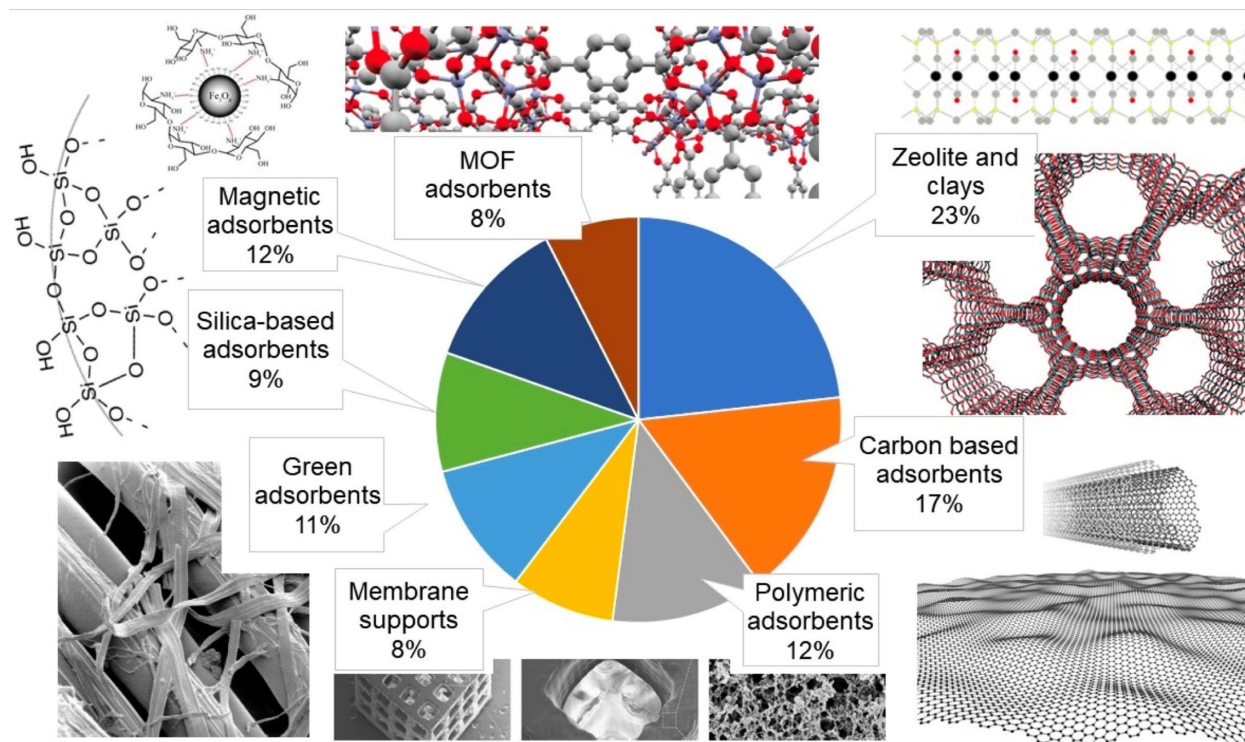


Figure 3.13 Aperçu des différents adsorbants étudiés pour la récupération des ETR. Graphe obtenu à partir de la base de données Scopus pour les années 2017-2022. Tirée de (Artiushenko et al., 2023). Sous licence CC BY-NC-ND

L'extraction solide-liquide par adsorption est souvent décrite dans la littérature comme une approche à faible coût (même si cet aspect n'est jamais quantifié) et adaptée pour la récupération des ETR sur une large gamme de concentrations et notamment en milieu dilué.

La littérature sur le développement de matériaux adsorbants, leur caractérisation et leur performance est en plein essor et de nombreuses revues récentes de la littérature proposent des comparaisons de performance de centaines de matériaux très variés. Par exemple, une analyse de la littérature des articles relativement récents (2017-2022) a permis de mettre en avant le développement d'une grande variété d'adsorbant aux propriétés variées en termes de structure, texture, propriétés magnétiques, réactivité, sélectivité, etc. classés selon 8 grandes familles par les auteurs (cf. Figure 3.13) (Artiushenko et al., 2023) mais dont les catégories varient d'une étude à l'autre. D'autres revues plus spécifiques s'intéressent aux matériaux adsorbants sous forme de nanoparticules fonctionnalisées magnétiques ou non magnétiques (Kegl et al., 2020), aux matériaux poreux (Iftekhhar et al., 2022), aux matériaux à base de graphène (Gupta et al., 2019), ou encore aux biomatériaux (Ana Beatriz Vitorino De Farias et al., 2021; Kore et al., 2024). Ces articles de synthèse rassemblent plusieurs centaines de références qui ne seront pas traitées de manière exhaustive dans cette expertise.

Même si la recherche sur ces matériaux adsorbants reste encore à un état embryonnaire avec une maturité technologique encore faible, quelques exemples de matériaux adsorbants testés sur des lixiviats ou des eaux usées réels montrent le potentiel de l'adsorption pour le traitement d'effluents complexes.

Par exemple, Artiushenko et al. ont testé une silice fonctionnalisée avec de l'acide phosphonique pour extraire les ETR d'un lixiviat de poudre de déchet de phosphore (Artiushenko et al., 2024). Plus de 90% d'adsorption d'Y, La et Eu et une bonne sélectivité vis-à-vis d'ions divalents (Cu, Zn, Mn and Sb) mais une faible sélectivité vis-à-vis des ions cations chargés 3+ et 4+ (Al, Fe, Ti and Zr). Un adsorbant similaire a été testé sur un lixiviat (acide citrique) de cendres d'incinération d'ordures ménagères avec des taux de récupération des ETR de 70-95%, une bonne recyclabilité sur les 4 cycles testés et une sélectivité intéressante vis-à-vis du Na et Ca et plus modérée vis-à-vis du Fe et de l'Al (D. Li et al., 2024). Des taux d'adsorption supérieurs à 90% ont été obtenus pour des nanoparticules magnétiques CuFe_2O_4 sur une eau usée industrielle de polissage d'écran LCD riche en Ce et La à des pH proches de la neutralité (Tu & Johnston, 2018).

Afin de convaincre les industriels, ces matériaux doivent répondre à plusieurs enjeux:

- Une production des matériaux avec un **faible impact environnemental** et un **faible coût**. Dans cette optique les bio-adsorbants peuvent être intéressants à exploiter mais aussi les adsorbants à base de matériaux naturels (argiles, talcs, etc.) ou bien ceux produits à partir de déchets.
- Bonne capacité et sélectivité d'adsorption pour des ETR présents en faibles concentrations dans des lixiviats complexes. Ceci nécessite notamment une grande surface spécifique des matériaux mais aussi le développement de nouvelles fonctions qui permettent une complexation sélective vis-à-vis d'ions compétiteurs. En particulier, les ions trivalents tels que Fe^{3+} , Al^{3+} sont souvent présents à des concentrations importantes par rapport aux ETR et de par leur charge identique aux ETR, ils sont difficiles à séparer. Une sélectivité intra-ETR peut aussi s'avérer intéressante dans l'objectif de les séparer les uns des autres.
- **Efficacité sur une large gamme de pH** pour couvrir la grande variété de pH des lixiviats produits à l'échelle industrielle et en particulier en conditions acides suite à l'étape de lixiviation souvent réalisée avec des acides.
- Une **cinétique d'adsorption et désorption rapide** pour pouvoir traiter des volumes importants dans un temps raisonnable et potentiellement en dynamique (en colonne par exemple).
- **Bonne recyclabilité** des matériaux dans le but de pouvoir les réutiliser sans perte de performance et ainsi réduire l'impact environnemental de cette étape de séparation

Des approches innovantes dans l'objectif d'améliorer l'efficacité de la séparation tout en minimisant l'impact environnemental du procédé d'adsorption, méritent une attention particulière. Un aperçu des résultats importants est décrit par la suite.

3.2.3.3.1.4.1 Matériaux naturels inorganiques

L'utilisation de matériaux naturels sans modification a été expérimentée et en particulier des argiles qui présentent de grandes capacités d'adsorption. C'est le cas par exemple de la vermiculite qui a démontré de très bonnes capacités d'adsorption du Nd et Dy à travers de l'échange ionique avec du Mg présent dans l'argile en inter-feuillets (de Vargas Briao et al., 2024). Cependant la vermiculite naturelle ne présente pas de sélectivité d'adsorption intéressante. Une étape de désorption sélective a alors été testée avec un certain succès avec des ligands complexants tels que l'EDTA ou bien le DTPA (cf. paragraphe sélectivité ci-dessous). Les auteurs indiquent qu'une fonctionnalisation de la vermiculite pourrait permettre d'améliorer la sélectivité de l'adsorption. Ceci étant, l'avantage de l'utilisation d'un matériau naturel concernant sa faible empreinte environnementale doit d'être réévalué dans le cas de sa fonctionnalisation en fonction du type de ligand utilisé et du protocole utilisé.

3.2.3.3.1.4.2 Matériaux biosourcés.

Les matériaux biosourcés intègrent un grand nombre de types de matériaux tels que des bio-polymères, des sous-produits de plantes, des matériaux à base d'algues ou encore à base de micro-organismes (Artiushenko et al., 2023). Malgré la tendance générale à produire et étudier des adsorbants biosourcés, leur potentiel pour la récupération des ETR à partir de solution de lixiviation semble limité. Bien que ces matériaux soient peu coûteux, ils présentent une faible capacité d'adsorption, une sélectivité insuffisante et une cinétique d'adsorption lente (Artiushenko et al., 2023). La modification physico-chimique de ces matériaux biosourcés est nécessaire pour améliorer les performances d'adsorption (rendement et sélectivité). Ces modifications consistent principalement à greffer des groupes fonctionnels en surface (par exemple (H. S. Kim et al., 2023; Q. Zhou et al., 2016)) ou bien à améliorer les propriétés physiques des matériaux (propriétés mécaniques, surface spécifique par exemple (D. Wu et al., 2016; Zheng et al., 2020)). Ces études sont décrites plus en détail dans la review de (Artiushenko et al., 2023). Ces modifications peuvent en revanche diminuer l'intérêt d'utiliser des matériaux biosourcés en termes de coûts (Artiushenko et al., 2023) et d'impact environnemental de la synthèse.

3.2.3.3.1.4.3 Matériaux à partir de déchets

La synthèse de matériaux adsorbants est parfois réalisés à partir de divers résidus dans une approche d'économie circulaire de la matière. Des nanoparticules de CuFe_2O_4 magnétiques ont par exemple été synthétisées à partir de Cu récupéré par lixiviation acide d'une boue d'une industrie de circuits imprimés (Tu et al., 2010; Tu & Johnston, 2018). Une autre boue, mais cette fois-ci de station d'épuration a été utilisée pour synthétiser des adsorbants organiques (Rumky et al., 2022). Cui et al. ont utilisé des cendres volantes de combustion de charbon fonctionnalisées avec 2 types de ligands pour améliorer les propriétés d'adsorption des cendres (Cui et al., 2022). Nogueira et al. ont utilisés des pneus usagés comme matériaux de départ pour synthétiser des charbons actifs pour l'adsorption des ETR avec des performances similaires à des charbons commerciaux (Nogueira et al., 2024). Du fait qu'ils soient issus du recyclage, ces matériaux peuvent présenter des contraintes supplémentaires (par exemple, relargage d'impuretés présentes dans le matériau recyclé lors de la désorption en milieu acide des ETR (Nogueira et al., 2024)) mais représentent sans aucun doute une alternative à l'utilisation de ressources primaires pour la synthèse de matériaux adsorbants et participent ainsi à réduire l'empreinte matière des procédés de séparation.

3.2.3.3.1.4.4 Matériaux à forte sélectivité et en particulier intra-ETR et vis-à-vis du Fe, Al et Ca

La sélectivité est recherchée pour plusieurs objectifs. Dans le cadre de l'extraction d'ETR à partir de lixiviats peu concentrés, une adsorption sélective permet de séparer les ETR des éléments de la matrice présents à de fortes teneurs. La sélectivité est également recherchée afin de réduire l'impact environnemental de l'extraction en diminuant le nombre d'étapes de séparation et purification.

Les deux enjeux principaux de la sélectivité largement décrits dans la littérature sont :

- La sélectivité vis-à-vis des cations fortement chargés similairement aux ETR³⁺ et en particulier le Fe³⁺ et l'Al³⁺ (même valence) et vis-à-vis du Ca²⁺. Malgré une charge plus faible, son rayon ionique similaire à celui des ETR en fait un compétiteur parfois difficile à séparer
- La sélectivité intra-ETR. Du fait de leurs propriétés physico-chimiques très proches, la séparation des ETR est complexe.

Plusieurs stratégies ont été mises en place afin d'améliorer la sélectivité des matériaux. La sélectivité est apportée par la nature des groupes fonctionnels et leur conformation à la surface des matériaux. Une variété trop importante de groupes fonctionnels peut permettre d'améliorer les capacités d'adsorption mais peut réduire la sélectivité (Imam et al., 2024; Zheng et al., 2015) (typiquement observé pour les matériaux biosourcés). En revanche, l'utilisation de groupement monofonctionnel ou bifonctionnel peuvent permettre d'améliorer la sélectivité d'adsorption.

Les groupements fonctionnels les plus couramment utilisés sont les groupements (Imam et al., 2024):

- Soufre tels que NR₂, —S—, RSC(=O), —SH),
- Phosphore (P as: P—OH groups and/or P = O),
- Oxygène (O in > —C—O groups, —O—, —OH, —COOH)
- Azote (N as in >NH, —NH₂, —N = N—, C(=O)NH₂, —CN groups)

Les 3 derniers sont particulièrement convoités car, d'après la théorie de Pearson, le phosphore, l'oxygène et l'azote sont des bases dures qui ont une forte affinité forte pour les acides durs tels que les ETR.

Voici quelques stratégies utilisées dans la mise en forme des matériaux adsorbants.

Les groupements phosphonates sont largement utilisés pour leur capacité à complexer fortement et sélectivement les ETR. Par exemple, un adsorbant à base d'une silice mésoporeuse avec des groupements phosphonates (acide amino bis(méthylène phosphonique)) est plus efficace pour l'adsorption des ETR en particulier en milieu acide (pH 2) que la même silice mésoporeuse avec des groupements amines (Artiushenko et al., 2024). De plus, les résultats montrent qu'un excès de 400 fois des ions Fe³⁺ et Cu²⁺ n'entraîne pas d'interférence marquée avec l'adsorption des ETR pour la silice greffée avec les groupements phosphonates. Pour un excès de 800 fois des ions Fe³⁺ et Cu²⁺ l'adsorption est réduite à 20 %, probablement en raison de la compétition entre les ions Fe³⁺ et les ions d'ETR (Artiushenko et al., 2024). Les groupements phosphazènes ont également montré une sélectivité intéressante vis-à-vis de cations divalents et trivalents dont le Ca²⁺ le Fe³⁺ et l'Al³⁺ (L. Liu et al., 2023).

Une silice mésoporeuse greffée avec de l'acide maléique anhydre permet une bonne sélectivité par rapport au Fe³⁺ et Al³⁺ (Zheng et al., 2015). Les auteurs justifient cette sélectivité par l'effet combiné d'effets stériques et électrostatiques des 2 groupements carbonyles. Ce site pourrait favoriser la complexation des ETR avec des rayons ioniques bien spécifiques.

Une sélectivité intra-ETR peut être observée lorsque l'affinité du complexant utilisé pour les lanthanides varie significativement d'un ETR à l'autre. C'est le cas par exemple de l'acide diéthylène triamine penta acétique (DTPA) dont la constante de complexation avec les ETR augmente de 3 ordres de grandeur du La jusqu'à l'Ho par exemple. Une telle variation de l'affinité du ligand en fonction du rayon ionique est probablement liée à la variation du rayon ionique et permet d'atteindre une bonne sélectivité intra-ETR. De tels résultats ont été observés (H. Zhang et al., 2016) pour des adsorbants magnétiques fonctionnalisés avec du DTPA à pH ≥ 2 qui permet une bonne séparation des ETR légers des ETR lourds. Cette évolution

linéaire de l'affinité du complexant en fonction du rayon ionique a également été observée pour un ligand semblable au DTPA, l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA), un acide largement utilisé à l'échelle industrielle pour ses propriétés complexante de métaux (Babu et al., 2018). Cette tendance est également observée quand le DTPA et l'EDTA sont utilisés pour l'étape de désorption après sorption sur des argiles avec une meilleure efficacité pour le Dy que pour le Nd (de Vargas Briao et al., 2024). Cependant, la sélectivité intra-ETR est plus importante pour le DTPA que pour l'EDTA ou bien encore le Cyanex (Dupont et al., 2014; W. Li et al., 2007; H. Zhang et al., 2016).

Une autre stratégie afin d'améliorer la sélectivité est de jouer avec la géométrie des sites d'adsorption. Une étude a montré qu'en jouant avec « l'angle d'attaque » formé par les ligands chélatant, il est alors possible de concevoir un site sélectif d'un rayon ionique donné. C'est ainsi que Hu et al. ont synthétisé des ligands chélatants avec différents « angles d'attaque » greffés sur des silices mésoporeuses (Y. Hu et al., 2017). Leurs travaux de synthèse ont permis d'obtenir notamment 2 matériaux dont l'un est sélectif des ETR lourds (Er, Tm, Yb et Lu) alors que le second est sélectif des ETR légers (Ce, Pr, Nd et Sm). Ces matériaux qui ont également une sélectivité notable vis-à-vis du Fe^{3+} et de l' Al^{3+} ont été testés dans des conditions réelles sur des eaux industrielles et montrent la même tendance que les résultats obtenus sur des solutions modèles avec des performances légèrement moins bonnes liées à des phénomènes de compétition avec des ions compétiteurs présents dans la solution complexe industrielle (Florek et al., 2015).

Afin d'améliorer la sélectivité de l'adsorption, des matériaux à empreinte ionique présentant des cavités de reconnaissance spécifiques d'un ion cible ont été développés. À titre d'exemple, des silices mésoporeuses ont été développées pour lesquels des sites de complexation sélectifs du Nd se trouvent à la surface ou dans la porosité de la silice dans le but de traiter des lixiviats acides d'aimants permanents avec une bonne sélectivité vis-à-vis du Fe mais aussi des ETR tels que le Nd, Pr et Tb (Zheng et al., 2016). La même technologie a été utilisée par ces auteurs pour synthétiser un matériau bicouche avec des propriétés distinctes (matériaux Janus) de sélectivité vis-à-vis du Dy pour une des couches et de sélectivité vis-à-vis de Nd pour la deuxième couche. Ceci permet l'adsorption simultanée et sélective des 2 éléments dans un lixiviat d'aimant permanent riche en Fe, et autres ETR. De plus, le greffage d'un polymère thermo-sensible sur une des 2 surfaces permet de contrôler la désorption sélective du Nd ou du Dy en fonction de la température (Zheng et al., 2018). En une étape d'adsorption/désorption, cet adsorbant permet donc d'adsorber sélectivement le Nd et le Dy vis-à-vis des autres éléments en solution (en particulier le Fe) mais aussi de séparer ces 2 éléments lors de la désorption. Comparativement au premier matériau décrit (silice mésoporeuse) ce matériau bicouche est en revanche moins efficace à des pH acides.

3.2.3.3.1.4.5 Matériaux adsorbants pour des complexes ETR-ligands en solution

La lixiviation des ETR par des acides organiques est de plus en plus explorée comme alternative aux acides minéraux pour diminuer la production de déchets acides et améliorer la sélectivité de la lixiviation. Cependant, la dissolution assistée par des ligands organiques entraîne de nouveaux enjeux pour les étapes de séparation puisque les espèces d'ETR en solution ne sont plus sous formes ioniques mais sous forme de complexes ligand-ETR. La littérature sur l'adsorption d'ETR à partir de solutions de ces complexes est encore quasi-inexistante. Pour une bonne efficacité d'adsorption des ETR, des ligands capables de déstabiliser ces complexes sont nécessaires. L'étude de Li et al. est un des rares exemples d'étude qui se focalise sur cette problématique qui utilise des silices mésoporeuses magnétiques fonctionnalisées avec des groupements phosphonates pour extraire à pH 4 des ETR issus de la lixiviation de cendres de charbon par de l'acide citrique avec des résultats très prometteurs (D. Li et al., 2024). D'autres études similaires de sorption à partir de complexes d'ETR sont nécessaires comme études complémentaires des nombreuses études de dissolution assistée par ligands qui se multiplient ces dernières années.

3.2.3.3.1.4.6 Adsorption sur de larges gammes de pH et en particulier à pH acide

La grande majorité des adsorbants ont été testés à des pH supérieurs à 3 avec une efficacité optimum autour de pH 4-6 lorsque la charge de surface de l'adsorbant devient négative ce qui favorise la complexation des ETR en solution chargés positivement (tableau 1 dans (Artiushenko et al., 2023)). Cependant dans la grande majorité des cas, les lixiviats produits à partir de sources primaires, secondaires ou de la mine urbaine sont acides ($\text{pH} < 2$) car issus de la lixiviation par des acides minéraux. Neutraliser ces lixiviats acides avant la séparation par adsorption représente un coût additionnel et nécessite la consommation d'une base. En condition acide, la compétition avec la complexation du proton diminue fortement la réactivité des adsorbants. Une complexation à pH acide nécessite une bonne stabilité chimique de l'adsorbant et une réactivité très forte pour les ETR ce que permet les groupements dérivés des phosphates tels que des acides phosphoniques, des phosphonates ou des groupements phosphazènes. Artiushenko et al. ont montré une bonne adsorption des ETR à pH 2 pour des silices avec des groupements phosphonates contrairement à des groupements amines (Artiushenko et al., 2024). Des résultats encourageants ont été observés pour des résines (Purolite) fonctionnalisées avec des groupements sulfoniques et phosphoniques à pH 1,5 (Kolodynska et al., 2020a, 2020b). Des groupements phosphazènes sur des particules magnétiques ont également montré une efficacité et sélectivité intéressante d'adsorption des ETR vis-à-vis d'autres ions divalents et trivalents pour une eau usée à pH 0,74 (L. Liu et al., 2023). De bonnes performances ont également été obtenues avec d'autres types de ligands tels que le DODGA dans 2mol/L d'acide nitrique (J. Li et al., 2018).

3.2.3.3.1.4.7 Adsorption cinétique rapide en continu

Alors que la très grande majorité des études sont réalisées en batch, quelques études ont montré la faisabilité d'une adsorption en flux continu en plaçant l'adsorbant dans des colonnes et en y faisant percoler la solution à traiter (de Vargas Briao et al., 2024; Giani De Vargas Briao et al., 2022; Nkinahamira et al., 2021; Ogata et al., 2015). En particulier, Ogata et al. ont testé un gel de silice modifié avec des groupements « diglycol amic acid » en colonne et ont montré des résultats intéressants d'adsorption des ETR à pH 1. De plus, des tests de compétition avec des ions trivalents (Fe^{3+} et Al^{3+}) présents en excès ont montré une sélectivité de 3-4 ordres de grandeur pour les ETR lourds et 1 à 2 ordres de grandeur pour les ETR légers. L'adsorption en colonne reste très peu étudiée et nécessiterait d'être optimisée sur les matériaux les plus prometteurs en termes d'efficacité et sélectivité d'adsorption mais surtout en termes de cinétique d'adsorption.

3.2.3.3.1.4.8 Coûts des procédés

Le coût des matériaux adsorbants est très peu décrit. L'avantage d'utiliser des matériaux naturels organiques ou inorganiques est leur faible coût. C'est par exemple le cas de la vermiculite avec un coût de 0,00078\$ le gramme (de Vargas Briao et al., 2024). Dans le même temps, une silice mono- ou bi-fonctionalisée coûte entre 1,2 et 2,6€ le gramme (Dudarko et al., 2022). En revanche, ces matériaux naturels sont généralement moins performants (en termes de rendement et/ou sélectivité).

3.2.3.3.1.4.9 Résumé et conclusion

En résumé, après l'étape de lixiviation, l'extraction solide-liquide apparaît comme une solution prometteuse pour l'extraction sélective des ETR. En particulier, de nombreux matériaux adsorbants aux propriétés variées (en termes de structure, texture, propriétés magnétiques, réactivité, sélectivité, etc.) ont été développés dans le but d'extraire efficacement et sélectivement les ETRs de solutions de lixiviation. Pour être attractifs, ces matériaux adsorbants doivent répondre à plusieurs critères :

- *Production à faible impact environnemental et coût réduit* ce que permettent notamment les bio-adsorbants et les minéraux naturels (argiles, talcs). En revanche, ses matériaux sont peu sélectifs et nécessitent une transformation physico-chimique afin d'améliorer leur propriété d'adsorption (Artiushenko et al., 2023). Les matériaux générés à partir de déchets sont aussi une voie prometteuse dans une approche d'économie circulaire.
- *Haute capacité et sélectivité d'adsorption* : nécessaires pour extraire efficacement les ETR en faibles concentrations, malgré la présence d'ions compétiteurs comme Ca^{2+} , Fe^{3+} et Al^{3+} . Une sélectivité intra-ETR peut aussi être aussi intéressante à exploiter pour certains lixiviats. La sélectivité est principalement contrôlée par la nature chimique du complexant et sa conformation (effets électrostatiques et/ou stériques). Ainsi, les groupements fonctionnels à base de certaines formes de phosphore, oxygène et azote sont particulièrement sélectifs. Enfin, des matériaux à empreinte ionique qui présentent des cavités de reconnaissance spécifiques d'un ion cible (ETR dans notre cas) sont particulièrement intéressants pour une complexation très spécifique et donc hautement sélective (Zheng et al., 2016, 2018).
- *Efficacité sur une large gamme de pH*, notamment en milieu acide, pour s'adapter aux lixiviats industriels. La majorité des adsorbants ont été testés et sont efficaces à des $\text{pH} > 3$. Cependant certains extractants sont efficaces à pH acides (0,7-2) tels que les groupements à base de phosphores (acides phosphoniques, phosphonates, phosphazènes).
- *Cinétique rapide d'adsorption et de désorption* pour traiter de grands volumes en peu de temps, y compris en colonne. La faisabilité de l'adsorption en continu dans des colonnes a été démontrée sur des systèmes plus ou moins réalistes (de Vargas Briao et al., 2024; Giani De Vargas Briao et al., 2022; Nkinahamira et al., 2021; Ogata et al., 2015).
- *Bonne recyclabilité* afin de garantir une réutilisation sans perte de performance pour limiter l'impact environnemental.

En conclusion, une grande variété d'adsorbants doit permettre de répondre à la grande variété de solutions à traiter et en particulier:

- larges gammes de pH (lixiviats acides minéraux ($\text{pH} < 2$) vs lixiviats acides organiques ($\text{pH} 3-4$) vs eaux usées de polissage ($\text{pH} 7-8$))
- Larges gammes de concentrations en ETRs et Larges gammes de compositions élémentaires (lixiviats d'aimants permanents vs lixiviats d'un résidu de bauxite)

Cependant, la majorité des publications sur le sujet ne permet pas d'évaluer le véritable potentiel applicatif des matériaux développés pour plusieurs raisons. La raison la plus fréquente est que l'efficacité d'adsorption des ETR par les matériaux développés est très souvent testée dans des conditions contrôlées avec une solution d'un ou plusieurs ETR à des concentrations relativement élevées sans véritables ions compétiteurs (ou en très faibles concentrations par rapport aux solutions de lixiviation réelles). Ces études sont peu représentatives de la complexité de lixiviats de différentes sources (primaires, secondaires, mine urbaine). Encore trop peu d'études se concentrent sur des lixiviats réels pour lesquels les matériaux adsorbants ne sont pas aussi efficaces que sur des systèmes simplifiés à cause d'effets de matrice et notamment de compétition entre les différents cations ou matières organiques présents dans les lixiviats ou les eaux usées.

Enfin, des analyses de coûts, d'analyse de cycle de vie et de toxicité des matériaux développés mais aussi des études comparatives avec d'autres approches d'extraction (extraction par solvant par exemple) permettraient d'évaluer plus systématiquement la performance globale des matériaux. La nature des lixiviats à traiter étant tellement hétérogène, l'étude des performances d'un matériau adsorbants devrait plus systématiquement être réalisé au sein d'un workflow complet qui intègre lixiviation, extraction, purification.

3.2.3.3.1.5 Procédés électrochimiques

Les procédés électrochimiques, par électrolixiviation, électrodialyse, électrosorption ou électrodéposition (Akca-Guler et al., 2025) constituent une voie de plus en plus étudiée pour la récupération des ETR contenus notamment dans les aimants NdFeB usagés. Dans une première approche, Venkatesan et al. ont mis en œuvre un système d'électro-oxydation combiné à une lixiviation acide (Venkatesan, Sun, et al., 2018). Après dissolution de l'aimant dans de l'acide chlorhydrique, le fer initialement présent sous forme de Fe(II) ne s'oxyde pas par simple aération. La mise en œuvre d'un courant de 1,2 A pendant quatre heures permet, en revanche, d'oxyder 99 % du Fe(II) en Fe(III). Les ETR dissouts sont alors précipités sélectivement sous forme d'oxalates, tandis que l'oxalate ferrique, soluble, reste en solution. Dans un autre procédé, les mêmes auteurs (Venkatesan, Vander Hoogerstraete, et al., 2018) ont développé une électrolyse en solution de NH_4Cl avec deux anodes, l'une inerte (Ti/Pt), l'autre étant l'aimant NdFeB lui-même. Sous l'action du courant, l'aimant se dissout et libère du Fe(II), oxydé in situ en Fe(III) par l'anode inerte. À la fin de l'électrolyse, un précipité d'hydroxydes mixtes (ETR—Fe—Co) se forme, dissout sélectivement par HCl dilué. Les ETR et le cobalt passent en solution, laissant le fer sous forme d'hydroxyde. Les ETR sont ensuite isolés sous forme d'oxalates, puis calcinés pour donner un oxyde pur à 99 %. Yang et al. se sont concentrés sur des poudres d'aimants ultrafines ($< 1 \mu\text{m}$) déjà partiellement transformés en hydroxydes (Y. Yang et al., 2020). En faisant réagir ces poudres avec de l'acide fluorhydrique, le fer se dissout intégralement, tandis que les ETR restent sous forme de fluorures insolubles, permettant ainsi une séparation directe et sélective en une seule étape. Le fer dissous a ensuite été récupéré par électrodéposition à la cathode, sous forme de $\text{FeF}_2(\text{s})$ ou $\text{Fe}(\text{s})$ selon le pH. Makarava et al. ont exploré la lixiviation électrochimique dans un mélange $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$, en exploitant la différence de potentiel entre les grains riches en néodyme et le reste du matériau (Makarova, Ryl, et al., 2020; Makarova, Soboleva, et al., 2020). Les résultats montrent qu'une simple solution de H_2SO_4 0,5 M permet déjà une lixiviation rapide, l'apport de courant améliorant la dissolution ciblée de la phase Nd. Enfin, Kumari et al. ont étudié la dissolution électrochimique dans l'acide citrique, l'aimant NdFeB usagé servant directement d'anode (Kumari et al., 2021). À 0,5 M d'acide citrique, une densité de courant de 200 A/m^2 et une température de 298 K pendant cinq heures, l'ensemble des métaux (ETR, Fe, B, Co) passe en solution, ces derniers étant ensuite séparés par extraction liquide—liquide. Ainsi, qu'il s'agisse d'oxydation anodique, de dissolution directe ou de précipitation sélective, toutes ces approches électrochimiques offrent une grande souplesse et permettent de s'affranchir en partie de la complexité des voies pyrométallurgiques ou hydrométallurgiques conventionnelles.

3.2.3.3.1.6 Résumé et conclusion

En résumé, par l'analyse d'environ 300 publications, l'hydrométallurgie constitue aujourd'hui l'approche la plus largement explorée pour le recyclage des ETR, notamment à partir de déchets technologiques comme les aimants permanents (NdFeB, SmCo) ou les poudres de lampes fluorescentes. Cette filière repose sur une succession d'opérations de dissolution des métaux (lixiviation), de séparation des insolubles et des liquides, de purification de la solution (par précipitation, échange d'ions, extraction liquide/liquide), et de récupération finale des composés ciblés.

La lixiviation, première étape clé, dépend fortement de la nature des matériaux et des conditions opératoires. Elle est généralement réalisée avec des acides minéraux forts (HCl , H_2SO_4 , HNO_3), qui permettent de solubiliser les ETR, souvent en présence de métaux compétiteurs comme Fe, Co ou Ni. Les études pionnières (Lyman & Palmer, 1992) montrent que des rendements élevés ($> 95 \%$) peuvent être atteints, par exemple pour le Nd, grâce à une précipitation sous forme de doubles sulfates. D'autres travaux récents (Ni'am et al., 2019) ont optimisé les paramètres de dissolution via une approche statistique (méthode Taguchi), identifiant la température, la concentration d'acide et la granulométrie comme paramètres critiques. L'approche la plus efficace utilisait HCl 5M à 95°C pendant 24 h.

Lorsque les matériaux à traiter sont plus complexes, comme les poudres de lampes usagées, la cristallinité des phosphores joue un rôle essentiel. Tandis que certaines phases comme YOX ($\text{Y}_2\text{O}_3:\text{Eu}^{3+}$) sont facilement lixiviées, d'autres comme BAM ou CAT résistent à la dissolution. L'activation mécanique (par broyage), l'irradiation micro-ondes ou l'assistance par ultrasons sont alors employées pour fragiliser les structures et améliorer les rendements. Une étude (Q. Tan et al., 2016) montre par exemple que l'activation mécanique peut diviser l'énergie d'activation de la lixiviation par 5 (de 53 à 11 kJ/mol), avec des récupérations supérieures à 90% pour le Y et l'Eu.

L'extraction liquide-liquide (ELL) est ensuite la méthode la plus utilisée pour séparer les ETR des éléments compétiteurs. Cette technique repose sur le transfert sélectif des ETR d'une phase aqueuse vers une phase organique contenant un extractant spécifique. Ce processus est contrôlé par la chimie des lanthanides (contraction des rayons ioniques) et la nature des ligands. Les extractants phosphorés comme le D2EHPA ou le TBP sont les plus utilisés en raison de leur efficacité à discriminer les ETR légers et lourds. À travers deux revues (T. Liu & Chen, 2021; Traore et al., 2023), il est confirmé que la sélectivité peut être ajustée via le choix du solvant, du modificateur de phase, de la nature de l'acide et du pH. Cependant, l'ELL nécessite souvent de multiples étapes pour atteindre une pureté supérieure à 99%, et les solvants utilisés présentent des risques environnementaux (inflammabilité, toxicité). La recherche actuelle vise donc à développer des extractants moins polluants, plus efficaces et recyclables.

Les membranes, en particulier les membranes liquides supportées (SLM), offrent une alternative prometteuse à l'ELL. Elles permettent une séparation rapide, économe en énergie et intégrant les étapes d'extraction et de réextraction dans un seul dispositif. Les membranes à base de polymères fonctionnalisés ou de matériaux avancés comme le graphène dopé (H. Tan et al., 2021) démontrent une sélectivité remarquable, notamment pour le dysprosium ou le néodyme. Cependant, leur faible stabilité à long terme, les risques de colmatage et la difficulté de mise à l'échelle restent des freins. Des innovations telles que les membranes à empreinte ionique (Zheng et al., 2020) pourraient améliorer la performance, mais nécessitent encore des validations pilotes.

L'adsorption solide-liquide constitue une autre des voies les plus étudiées, surtout pour des solutions diluées ou des matrices complexes (mine urbaine, cendres, effluents). De nombreuses familles de matériaux adsorbants ont été développées ces dernières années tels que les silices mésoporeuses, les nanoparticules magnétiques, les biomatériaux, les matériaux dérivés de déchets (pneus, cendres volantes...). Des synthèses (Artiushenko et al., 2023) classent ces adsorbants selon leurs structures, leurs groupes fonctionnels (phosphonates, amines, phosphazènes...) et leurs performances (rendement, sélectivité, recyclabilité). Les meilleurs matériaux permettent des taux d'adsorption supérieurs à 90% même à pH acide (<2), un critère essentiel pour s'adapter aux lixiviats industriels. La fonctionnalisation des surfaces permet également d'atteindre une sélectivité intra-ETR, comme le montre l'usage de ligands tels que l'EDTA ou le DTPA (H. Zhang et al., 2016). Des adsorbants bicouches intelligents ont même été développés pour séparer sélectivement le Nd et le Dy dans des conditions acides, avec désorption contrôlée par la température (Zheng et al., 2018).

Les procédés électrochimiques se démarquent par leur capacité à combiner dissolution, séparation et valorisation dans des conditions contrôlées. Les travaux de Vankatesan et al. montrent que l'application d'un courant permet de précipiter sélectivement les ETR après oxydation du fer, évitant ainsi la contamination du précipité (Venkatesan, Sun, et al., 2018; Venkatesan, Tom Vander Hoogerstraete, et al., 2018; Venkatesan, Vander Hoogerstraete, et al., 2018). L'électrodéposition du fer ou la dissolution anodique directe des aimants dans des solutions de NH_4Cl ou d'acide citrique ont aussi montré des rendements élevés (>99%) avec une pureté finale des oxydes d'ETR supérieure à 99%. Ces techniques, encore peu matures pour les ETR, pourraient à terme remplacer certaines étapes hydrométallurgiques classiques, tout en réduisant la consommation d'agents chimiques.

En définitive, la littérature scientifique récente converge vers une approche combinant l'optimisation de la lixiviation (prétraitements, contrôle du pH, acides organiques), l'affinement des séparations (ELL, membranes, adsorption), et l'intégration croissante de procédés électrochimiques. Une douzaine

d'études clés parues entre 2018 et 2024 démontrent l'intérêt croissant pour des procédés moins polluants, à haute sélectivité, adaptables à des déchets complexes. Si la maturité technologique reste variable selon les voies, la complémentarité de ces méthodes offre des perspectives solides pour développer des filières industrielles durables de récupération des ETR.

En conclusion, les procédés de séparation et de récupération des ETR issus de matrices complexes, qu'il s'agisse de déchets électroniques, de poudres de lampes ou d'aimants usagés, reposent sur une diversité d'approches combinant des stratégies classiques et innovantes, adaptées aux spécificités chimiques, cristallographiques et morphologiques des matériaux traités. Cette pluralité n'est ni fortuite ni simplement technologique, elle traduit l'extrême variabilité des sources secondaires d'ETR et la nécessité de combiner performance, sélectivité, robustesse et viabilité environnementale.

Les données présentées démontrent clairement que, dans un contexte de transition vers une économie plus circulaire, la maîtrise des étapes de dissolution et de séparation constitue un enjeu stratégique. La lixiviation, étape incontournable, se heurte à des contraintes liées à la composition des matériaux et à la présence d'éléments interférents. Les performances élevées obtenues avec des acides forts (HCl , H_2SO_4 , HNO_3) illustrent l'efficacité des approches conventionnelles, mais révèlent aussi leurs limites, notamment en matière de sélectivité vis-à-vis d'éléments tels que Fe, Al ou Ca. Les progrès réalisés par des approches comme l'activation mécanique, l'activation micro-ondes ou encore les traitements thermiques ciblés permettent aujourd'hui d'envisager une optimisation fine de la réactivité des phases réfractaires, réduisant la consommation d'acide et améliorant la cinétique globale.

Finalement, l'ensemble des données apporte des arguments en faveur d'une intensification raisonnée des prétraitements, conçus non comme des étapes annexes, mais comme des leviers déterminants de la sélectivité en lixiviation. Il apparaît également que la nature des réactifs employés, leur concentration, la granulométrie ou encore le temps de contact doivent être systématiquement adaptés au matériau cible et au profil des ETR recherchés, et non selon une approche générique.

Avec l'extraction solide/liquide, l'extraction liquide-liquide reste aujourd'hui une des méthodes les plus abouties pour la séparation des ETR à l'échelle industrielle. Néanmoins, les exigences en matière de pureté, les coûts d'implantation et la toxicité de certains solvants poussent la recherche vers des extractants plus sûrs, plus efficaces et plus spécifiques. La distinction entre ETR légers et lourds, fondée sur la contraction des lanthanides et leur affinité différenciée vis-à-vis de divers extractants, est exploitée dans la conception de réactifs dédiés. La multiplicité des systèmes étudiés (des acides organophosphorés aux diamides) témoigne d'une dynamique de recherche bien ancrée. Toutefois, l'ELL conserve des limitations intrinsèques liées à la gestion des phases, aux phénomènes d'émulsion ou à la nécessité de plusieurs étapes pour atteindre des puretés acceptables. Ces considérations doivent conduire à une réévaluation des chaînes de séparation selon une logique d'optimisation multi-critères[]: rendement, sélectivité, coût, et impact environnemental.

Dans ce cadre, les procédés membranaires apparaissent comme des alternatives prometteuses. Leur capacité à opérer dans des conditions douces, leur faible consommation de réactifs et leur modularité ouvrent des perspectives intéressantes, notamment pour les matrices diluées ou complexes. La diversité des technologies (des membranes liquides supportées aux polymères à empreinte ionique) montre une volonté d'adapter les interfaces de séparation à la chimie spécifique des ETR. Toutefois, la stabilité à long terme, les problèmes de colmatage et la reproductibilité des performances restent des verrous à lever avant toute généralisation industrielle. Les membranes solides à haut rendement de sélectivité, en particulier celles à base de graphène dopé ou de polymères fonctionnalisés, pourraient dans l'avenir redessiner le paysage technologique des unités de séparation.

De façon complémentaire, les stratégies d'adsorption solide-liquide s'imposent de plus en plus comme une réponse adaptée à la récupération des ETR en concentration faible, dans des milieux complexes ou

faiblement valorisables par les technologies classiques. L'évolution récente de la recherche montre que l'enjeu n'est plus seulement l'efficacité brute, mais bien la conception de matériaux adsorbants sélectifs, recyclables, peu coûteux et à faible impact environnemental. La structuration de cette filière passe par la mise au point de matériaux hiérarchisés (fonctionnalisés, dopés, composites), dont les performances sont modulées par la nature et la densité des groupements complexants. Les données confirment que la sélectivité vis-à-vis des cations compétiteurs (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}), tout comme la capacité à discriminer entre ETR légers et lourds, peut être finement ajustée par ingénierie moléculaire.

Le recours à des matériaux issus de ressources renouvelables, de coproduits ou de déchets industriels renforce cette approche circulaire. Toutefois, la valorisation de ces matrices alternatives impose une évaluation systématique de la balance environnementale entre les performances du matériau et l'impact du traitement (fonctionnalisation, activation). Dans cette logique, l'adsorption en conditions acides, qui reste peu étudiée, est un enjeu central : elle permettrait d'éviter des étapes coûteuses de neutralisation des lixiviats tout en garantissant une séparation efficace. Les données récentes tendent à montrer que certains groupements fonctionnels (phosphonates, phosphazènes, acides aminés ou amides complexes) conservent une forte affinité pour les ETR même en pH acide, offrant des perspectives pour le traitement direct de lixiviats et d'effluents industriels.

Enfin, les procédés électrochimiques, encore marginaux à l'échelle industrielle, offrent une alternative radicalement différente, notamment en matière de flexibilité et d'intégration. Leur capacité à combiner des fonctions de lixiviation, d'oxydation sélective, de précipitation ou d'électrodéposition dans une même cellule ouvre des perspectives pour des procédés intégrés, moins dépendants des réactifs chimiques classiques. Les résultats obtenus sur des aimants usagés montrent que l'électrochimie permet non seulement la récupération sélective des ETR, mais également la régénération de métaux comme le fer ou le cobalt sous forme valorisable. Cette approche, encore en phase de maturation, pourrait représenter à terme une alternative aux chaînes pyrométallurgiques classiques, notamment pour les petits gisements ou les flux hétérogènes.

En définitive, les voies de séparation des ETR s'organisent selon une logique combinatoire. Aucun procédé ne peut à lui seul répondre à toutes les contraintes techniques, économiques et environnementales. C'est dans l'hybridation raisonnée (combinant lixiviation optimisée, séparation sélective et valorisation des co-produits) que se situe la perspective d'un recyclage efficace et durable des ETR à partir de la mine urbaine mais s'applique également aux résidus miniers (Chapitre 4). Les données scientifiques disponibles invitent ainsi à sortir d'une approche linéaire pour penser les procédés dans une logique de chaîne technologique intégrée, où chaque étape doit être conçue en cohérence avec l'amont et l'aval. Cette approche systémique est la condition d'une souveraineté technologique sur les métaux critiques dans un monde contraint.

3.2.3.3.2 Méthodes non conventionnelles (lixiviation douce, solvo-iono-métallurgie, membrane/fluide supercritiques...)

3.2.3.3.2.1 Lixiviation

La recherche de procédés de lixiviation plus éco-compatible est un axe abordé à travers une littérature récente prévoyant l'utilisation d'acides organiques, de liquide ioniques (LIs), voire de solvants eutectiques profonds (DES).

La lixiviation par les acides organiques est une méthode attrayante, ayant moins d'impact sur l'environnement que les acides minéraux. Des études sont disponibles sur la lixiviation des aimants NdFeB avec différents types d'acides organiques. Belfqueh et al. ont exploré différents acides organiques dont l'acide acétique, l'acide formique, l'acide citrique et l'acide tartrique, pour récupérer les ETR, l'acide acétique étant le plus efficace avec un rendement de plus de 90% d'un mélange de Nd, Pr et Dy

(Belfqueh et al., 2023). Niskanen et al. ont également rapporté une lixiviation à l'acide acétique des aimants NdFeB. 99% du Fe co-dissous a été séparé sous forme de goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$) par une méthode de précipitation oxydante par aération à pH 5 et 80 °C (Niskanen et al., 2022). Seule une quantité mineure (5 %) de perte de néodyme a été relevée. Reisdörfer et al. ont étudié la lixiviation d'aimants non grillés et grillés obtenus à partir de disques durs d'ordinateurs en utilisant de l'acide maléique ou de l'acide citrique (Reisdörfer et al., 2019). Les efficacités de lixiviation du Nd et du Fe sont plus élevées à partir d'aimants non grillés, mais la lixiviation du Nd à partir de l'aimant grillé reste sélective. Les études de lixiviation dans l'acide citrique et l'acide acétique pour la récupération des ETR d'aimant NdFeB ont été aussi explorées (Gergoric et al., 2018). L'efficacité maximale de lixiviation a été obtenue avec de l'acide citrique 1 M en 24 h. Cependant cette lixiviation n'est pas sélective, Fe et Co y étant également solubilisés. Bien que l'acide citrique soit considéré comme un acide facilement dégradable, l'exigence d'une période de lixiviation plus longue (~24 h) pour une récupération quantitative des ETR constitue un défi pour un traitement efficace. Les mêmes auteurs (Gergoric et al., 2019) ont utilisé les acides glycolique, maléique et ascorbique pour la lixiviation de la poudre d'aimants. À travers une étude multi-paramétrique, les acides glycolique et maléique ont montré une meilleure efficacité de lixiviation (95 %) que l'acide ascorbique (50 %). Récemment, des études ont été menées pour récupérer les ETR de NdFeB avec de l'acide maléique et de l'acide citrique en milieu du CO_2 supercritique (Reisdörfer et al., 2020). Qu'ils soient grillés ou pas, la lixiviation de la poudre d'aimants par l'acide maléique permet de récupérer 99 % du Nd en 360 minutes. Le même traitement d'une poudre d'aimant non grillée en milieu CO_2 supercritique à 90 °C et 120 bars permet de récupérer 99 % du Nd en 30 minutes. La réduction significative du temps d'extraction grâce à l'utilisation du CO_2 supercritique est ici à considérer. Récemment, des techniques de traitement avancées telles que les méthodes de lixiviation assistées par ultrasons et micro-ondes ont également été étudiées pour la récupération des ETR. Behera et al. ont appliqué des méthodes de lixiviation assistée par ultrasons et micro-ondes pour la dissolution de NdFeB dans différents acides organiques (Behera et al., 2019). Les études de lixiviation ont été réalisées en faisant varier la puissance des ultrasons entre 0-120 W et la puissance des micro-ondes de 450 W à 900 W. En raison de l'effet de cavitation pendant l'ultrasonication et du chauffage élevé par micro-ondes, une récupération quantitative du Nd est obtenue en un temps très court. Parmi tous les acides organiques étudiés, l'acide acétique est le plus efficace et permet une meilleure récupération du Nd. Ainsi, le traitement des NdFeB pour la récupération des ETR par exposition aux micro-ondes, lixiviation et précipitation a également été tenté (Tanvar, Barnwal, et al., 2020; Tanvar, Shukla, et al., 2020b). Ce processus a permis de récupérer un mélange d'ETR (Nd et Dy) d'une pureté de 98 %.

Les procédés conventionnels de lixiviation reposent sur l'utilisation de puissants acides minéraux (acide sulfurique, nitrique ou chlorhydrique), ainsi que de milieux alcalins (tels que l'ammoniac ou l'hydroxyde de sodium), en dépit de leur faible sélectivité et de leurs effets délétères sur l'environnement et la santé. À cet égard, la solvométallurgie et plus largement l'ionométallurgie apparaissent comme une alternative prometteuse qui mérite d'être davantage explorée. En particulier, les solvants eutectiques profonds (DES) et les liquides ioniques (IL) ont démontré de bonnes performances pour la dissolution des oxydes métalliques (Alguacil & Robla, 2023; Arrachart et al., 2021; Binnemans & Jones, 2017). Peu d'exemples de systèmes DES et IL ont cependant été proposés pour la dissolution de matériaux incorporants des ETR.

La solubilité des oxydes métalliques, y compris celle des oxydes d'ETR, a été étudiée à l'aide de liquides ioniques tels que la bétaine bis(trifluorométhylsulfonyl)imide ($[\text{Hbet}][\text{NTf}_2]$). Ce liquide ionique faiblement acide permet la dissolution des oxydes d'ETR, laquelle est favorisée par la présence d'eau dans la phase IL (Nockemann et al., 2006). En phase aqueuse, le cation bétainium présente l'acidité requise ($\text{pK}_a = 1,83$), plus acide que l'acide acétique ($\text{pK}_a = 4,75$) pour dissoudre les métaux, tout en possédant des propriétés complexantes pour leur coordination. Il a également été démontré que la température constitue un paramètre clé. L'efficacité augmente nettement lorsque la dissolution est menée à des températures supérieures à 100 °C. Une application de $[\text{Hbet}][\text{NTf}_2]$ concerne la lixiviation sélective visant à extraire les ETR du fer dans les aimants permanents NdFeB (Dupont & Binnemans, 2015b). L'effet

bénéfique du grillage thermique des aimants NdFeB, permettant d'éviter la formation de la phase NdFeO₃ (insoluble), a été confirmé par lixiviation à l'aide d'une solution aqueuse contenant le liquide ionique (Orefice et al., 2018). Le même groupe de recherche a montré que l'utilisation de liquides ioniques protique, comme le chlorhydrate de pyridine (PyHCl), à haute température (165 °C) permettait de lixivier les aimants NdFeB, suivie de la récupération des ETR par extraction liquide-liquide (Orefice & Binnemans, 2021). Li et al. proposent une stratégie circulaire utilisant des liquides ioniques trichlorés pour dissoudre et extraire sélectivement les métaux contenus dans les aimants permanents, tout en permettant la régénération des solvants et la réduction des effluents aqueux (X. Li et al., 2019, 2021). Leur étude démontre l'efficacité des polyhalogénures dans la dissolution des alliages NdFeB et SmCo et la récupération sélective des ETR via des ré-extractions successives par NaCl et NH₃.

En remplacement de H₂SO₄, la lixiviation sélective de poudre de phosphores par le liquide ionique [Hmim][HSO₄] est étudiée (Schaeffer et al., 2017). Ce liquide ionique peu cher (6€ le kg) permet la lixiviation d'euprium et d'yttrium récupérés sous forme d'un mélange d'oxydes par précipitation oxalique puis calcination. Enfin, Sahin et al. démontrent la faisabilité d'une récupération des ETR à partir de scories de batteries NiMH via une lixiviation ionique sélective utilisant l'imidazolium hydrogénosulfate, optimisant les conditions de température et de granulométrie pour améliorer les rendements d'extraction (Ayfer Kilcarslan Sahin et al., 2017).

Les DES présentent également d'excellentes propriétés de dissolution, grâce à leur capacité à accepter ou donner des protons par formation de liaisons hydrogène. La solubilité et la séparation des oxydes d'ETR ont été récemment démontrées pour divers DES, notamment les associations à base de chlorure de choline (ChCl), probablement l'accepteur de proton le plus répandu dans la littérature du domaine (Söldner & König, 2020). Les lixiviats issus d'aimants NdFeB ont aussi été étudiés avec une dissolution complète obtenue avec le mélange ChCl/acide lactique (rapport molaire 1:2), tandis qu'aucune dissolution n'était observée avec les associations ChCl/urée ou ChCl/éthylène glycol (Riano et al., 2017). Il a été supposé que les protons de l'acide lactique réagissent avec les oxydes métalliques pour les dissoudre, et que les capacités de coordination de l'acide lactique et de la choline favorisent ce processus. Après dissolution complète, une extraction liquide-liquide a permis de séparer les ETR du Fe, Co et B, puis le Dy du Nd dans une seconde étape. Dans une approche similaire, un procédé de récupération a été proposé en utilisant l'association guanidine HCl/acide lactique. Ces DES montrent une forte sélectivité pour la dissolution du Nd par rapport au Fe. À partir d'un mélange Nd₂O₃/Fe₂O₃ de rapport molaire 1:7, il a été observé que 95 % du Nd pouvait être dissous et moins de 1 % du Fe (C. Liu et al., 2020). Au-delà des aimants permanents, d'autres produits en fin de vie, tels que les lampes fluorescentes, ont été étudiés à l'aide de DES chlorés. Dans ce cas, le système ChCl/acide lévulinique s'est avéré adapté à la dissolution de la phase contenant les ETR, comme le phosphore rouge Y₂O₃:Eu³⁺ (YOX) (Pateli et al., 2020). La dissolution des oxydes d'ETR a aussi été explorée à l'aide d'une série de DES acides, associations de polyols et d'acides organiques (W. Chen et al., 2019). Parmi les solvants étudiés, le système (éthylène glycol / acide maléique (4:1)) a été identifié comme le plus performant en raison de sa forte acidité et de sa faible viscosité. Des différences notables de solubilité des oxydes d'ETR ont été observées, avec une solubilisation significative des ETR légers (à l'exception du CeO₂) et des ETR intermédiaires par rapport aux ETR lourds, rendant leur séparation envisageable. Varghese et al. introduisent enfin une approche novatrice combinant des solvants eutectiques à base de chlorure de choline et d'acide salicylique avec l'adsorption sélective sur mica, atteignant une efficacité de lixiviation du néodyme de 97 % (Varghese et al., 2024). Leur étude met en avant la possibilité de recycler les solvants et l'adsorbant, renforçant l'aspect durable du procédé.

En raison de leur faible point de fusion, ces solvants ioniques peuvent être utilisés purs ou faiblement dilués, ce qui diffère fondamentalement des solutions d'acides minéraux classiques. Cela implique de nouveaux mécanismes, encore mal compris ou mal maîtrisés. Indépendamment du caractère hydrophile ou hydrophobe du solvant ionique, la teneur en eau semble être un paramètre critique pour tous les systèmes, influençant la viscosité, la vitesse de dissolution, la sélectivité, voire l'activation ou l'inhibition des mécanismes selon le cas. De plus, ces systèmes ioniques à faible teneur en eau modifient la nature

de la solution mère, ce qui affecte fortement les étapes ultérieures de récupération des métaux comparées aux procédés conventionnels (Orefice & Binnemans, 2021; Pateli et al., 2020; Riano et al., 2017).

3.2.3.3.2 Extraction par des ILs et/ou des DES

Dans la grande majorité des cas décrits dans la littérature à ce sujet, des solutions synthétiques et parfois issues de la lixiviation directe d'aimants ou de poudres de lampes, enrichies en ETR, sont mises en contact avec une phase organique hydrophobe, incluant souvent des liquides ioniques (ILs), formant ainsi des systèmes biphasiques (H. Zhao et al., 2005). Certains liquides ioniques hydrophiles, habituellement miscibles à l'eau, peuvent former des systèmes biphasiques aqueux en présence d'ions kosmotropes tels que K_3PO_4 , K_2CO_3 ou $Na_2S_2O_3$. Ces derniers induisent une structuration de l'eau qui permet la séparation d'un IL hydrophile en tant que phase distincte. Ce type de systèmes, dits IL-ABS (Ionic Liquid Aqueous Biphasic Systems), bien que plus marginaux ont été explorés pour la séparation de diverses espèces métalliques (Karmakar & Sen, 2019).

Dans l'extraction conventionnelle par solvant, les cations métalliques hydratés ont une forte affinité pour l'eau. Pour les transférer dans une phase organique hydrophobe, il est nécessaire de recourir à des extractants qui forment des complexes hydrophobes avec ces cations. Cette stratégie est également valable avec les liquides ioniques. Plusieurs études ont montré que la solvation des complexes métal—extractant dans des ILs pouvait être thermodynamiquement plus favorable que dans des solvants organiques conventionnels (Makanyire et al., 2016). Cette observation constitue un des avantages majeurs des ILs, qui offrent souvent une efficacité d'extraction supérieure ainsi qu'une meilleure sélectivité.

Ainsi, divers systèmes d'extraction ont été développés, utilisant soit des extractants conventionnels dilués dans des ILs, soit des liquides ioniques dits à tâche spécifique (TSILs), dans lesquels des groupes extractants sont intégrés à la structure cationique ou anionique du liquide ionique. Contrairement aux solvants organiques classiques, où l'extraction repose sur des interactions entre agrégats supramoléculaires d'extractants amphiphiles, les mécanismes dans les ILs diffèrent sensiblement (Dietz, 2006). Trois grands types de mécanismes sont généralement rencontrés :

- **Extraction neutre** : le complexe formé est électriquement neutre et transféré dans la phase IL, le liquide ionique agissant ici comme un diluant polaire non aqueux.
- **Échange de cation** : le IL fonctionne comme un échangeur ionique, le cation métallique remplaçant le cation du IL dans la phase aqueuse, respectant ainsi l'électroneutralité.
- **Échange d'anion** : plus spécifique aux ILs, ce mécanisme implique la formation de complexes anioniques, transférés dans la phase IL en échange d'un anion du liquide ionique.

Les mécanismes d'échange ionique peuvent compromettre la recyclabilité des ILs, en raison de leur transfert partiel vers la phase aqueuse. Ce phénomène dépend fortement de la solubilité du cation du liquide ionique dans l'eau. Des cations hydrophobes permettent de limiter ces pertes mais au prix d'un compromis avec l'efficacité d'extraction, tandis que le phénomène s'amplifie avec des anions hydrophiles (Dupont & Binnemans, 2015b, 2015a; Garvey & Dietz, 2014). En augmentant l'hydrophobicité du cation (par exemple via l'allongement de la chaîne alkyle), on peut orienter le mécanisme d'un échange ionique vers une extraction de complexes neutres (Dietz et al., 2003). Par ailleurs, l'acidité de la phase aqueuse influence également les mécanismes mis en jeu (Usma et al., 2021).

Un grand nombre d'études ont été consacrées à l'utilisation des ILs pour la récupération des ETR, en adaptant des extractants connus pour leur efficacité dans les solvants organiques classiques (Okamura & Hirayama, 2021; Shimojo et al., 2008; K. Wang et al., 2017; L. Y. Wang et al., 2019) :

3.2.3.3.2.2.1 Échangeurs ioniques

Les extractants acides utilisés en extraction par échange ionique comprennent des composés carboxyliques (par exemple, acide diglycolamique), phosphoriques (HDEHP), phosphoniques (PC-88A) ou phosphiniques (Cyanex-272). Les extractants complexants comme les bêta-dicétones (HTTA, HBA) jouent aussi un rôle majeur. L'utilisation de HTTA dans un IL de type imidazolium ($[C1Cnim][NTf_2]$) a été largement étudiée (Gujar et al., 2019). Jensen et al. ont mis en évidence la formation de complexes anioniques de lanthanides dans $[C1C4im][NTf_2]$ à forte concentration de HTTA. À concentration plus faible, la forme extraite est le complexe neutre $Ln(TTA)_3$ (Jensen et al., 2012).

Yang et al. ont démontré la faisabilité de la récupération sélective des ETR à partir de poudres de phosphore issues de lampes fluorescentes usagées, en utilisant $[C1C8im][NTf_2]$ ou $[C1C4im][NTf_2]$ avec du DODGAA (F. Yang et al., 2012; F. Yang, Kubota, Baba, et al., 2013). L'extraction se révèle sélective vis-à-vis d'impuretés comme le fer, l'aluminium ou le zinc. D'autres extractants diglycolamiques, comme HDEHDGA, ont été évalués dans des milieux ioniques tels que $[N8888][DS]$ ou $[N1888][NTf_2]$ (Rout & Binnemans, 2014; Rout & Ramanathan, 2020).

Wang et al. ont démontré le potentiel du Cyanex-272 et du HDEHP dans différents ILs pour la séparation des ETR (L. Y. Wang et al., 2019). Les bases conjuguées de ces extractants peuvent aussi être utilisées pour synthétiser des TSILs.

3.2.3.3.2.2.2 Extractants neutres

Les extractants neutres, comme les oxydes de phosphine (TOPO, Cyanex 923), présentent un pouvoir donneur d'oxygène sans proton acide. Le TOPO, utilisé dans $[C1Cnim][NTf_2]$, a montré un comportement différent de celui observé dans des diluants comme le n-dodécane, notamment une inversion de la sélectivité vis-à-vis des ETR (F. Yang, Kubota, Kamiya, et al., 2013). Le Cyanex 923 a été utilisé avec succès dans différents ILs à base d'imidazolium, d'ammonium et de phosphonium (Rout & Binnemans, 2015).

Un procédé en continu a été mis en œuvre pour séparer le dysprosium et le néodyme à partir de solutions chlorhydriques en utilisant du Cyanex 923 dans $[P66614][SCN]$ (Riaño et al., 2020). Kikuchi et al. ont extrait des ETR depuis des aimants NdFeB usagés avec du TBP dans $[N1888][NO_3]$ (Kikuchi et al., 2014), et des résultats similaires ont été obtenus avec $[P2225][NTf_2]$ et TBP (Matsumiya et al., 2014).

L'extractant CMPO a aussi été utilisé dans $[C1C4im][NTf_2]$ pour séparer efficacement les ETR (Atanassova, 2016), ainsi que dans $[C1C4im][PF_6]$ (Nakashima et al., 2003). Les diglycolamides (DGA), avec leurs ligands tridentés donneurs d'oxygène, ont la capacité de former des complexes stables avec les lanthanides et les actinides. Il a été constaté que le N,N,N',N'-tétraoctyle diglycolamide (TODGA) améliore les performances d'extraction des ETR lorsqu'il est dilué dans $[C1C4im][NTf_2]$ par rapport à un système à base d'isooctane. Des différences significatives dans les mécanismes d'extraction ont été observées, notamment un mécanisme d'échange cationique impliqué dans les systèmes TODGA-IL, alors que c'est une extraction sous forme de paire d'ions dans l'isooctane. Une différence de sélectivité a également été notée, avec une préférence pour les ETR intermédiaires dans les systèmes IL, et pour les ETR lourds dans le système à base d'isooctane (Shimojo et al., 2008).

La réextraction dans ces systèmes nécessite généralement une phase fortement acide, mais cela peut entraîner la formation de composés solubles dans l'eau comme HNTf_2 , ce qui diminue la réutilisabilité de l'IL.

3.2.3.3.2.2.3 Combinaisons d'extractants et systèmes synergiques

La combinaison d'extractants peut améliorer la sélectivité et l'efficacité de l'extraction. Ainsi, HTTA et HBA ont été associés à TOPO ou CMPO pour constituer des systèmes synergiques étudiés dans des ILs de type $[\text{C1CnIm}][\text{NTf}_2]$ (Atanassova & Kurteva, 2017, 2019; Matsumiya et al., 2021; Okamura et al., 2020; Z. Zhao et al., 2014).

3.2.3.3.2.2.4 Liquides ioniques à tâche spécifique (TSILs)

Les TSILs combinent les propriétés d'un liquide ionique avec celles d'un extractant, grâce à l'intégration de sites complexants dans leur cation ou leur anion. Les TSILs à anion fonctionnalisé, comme $[\text{SCN}]$ ou $[\text{NO}_3]$, ont été explorés pour extraire les ETR à partir d'aimants, de batteries et de lampes fluorescentes (Banda et al., 2019; Depuydt et al., 2017; Riaño & Binnemans, 2015).

Le HDEHP, peu soluble dans les ILs, a été intégré comme anion dans plusieurs TSILs, tels que $[\text{C1C6im}][\text{DEHP}]$ et $[\text{N4444}][\text{DEHP}]$. Rout et al. et Sun et al. ont étudié divers TSILs avec des cations ammonium ou phosphonium, mettant en évidence une solubilité et une stabilité accrues des complexes (Rout et al., 2013; X. Sun et al., 2014).

Le Cyphos® IL 104, contenant le Cyanex 272 comme anion, a montré de bonnes performances pour extraire le Y(III) (Devi & Sukla, 2019; Kumari et al., 2016). Des stratégies synergiques combinant $[\text{N1888}][\text{CA-12}]$ et Cyphos® IL 104 ont été utilisées pour la séparation des ETR lourds (Ma et al., 2017). De même, une série de ILs comportant le méthyltrioctylammonium comme cation et l'o-alkoxybenzoate d'acétate a été étudiée pour la séparation des ETR (Pr, Nd, Dy) du fer et du cobalt dans une solution de lixiviation d'aimant NdFeB. Parmi eux, le $[\text{N1888}][\text{OOB}]$ montre une extraction sélective des ETR avec une efficacité démontrant un bon potentiel pour la récupération sélective des ETR (S. Wu et al., 2024).

Des TSILs à anions beta-dicétones comme $[\text{Ch}][\text{hfac}]$ ont été utilisés pour extraire le Nd(III) via un mécanisme thermomorphique (Onghena et al., 2014). Des systèmes à base d'anions diglycolamates ou carboxylates ont aussi montré leur efficacité pour le Nd(III) (J. Chen et al., 2016; Panigrahi et al., 2016; Parmentier et al., 2015; Rout & Binnemans, 2014; W. Wang et al., 2011; Y. Wang et al., 2016).

Enfin, des TSILs à cation fonctionnalisé, notamment ceux portant des groupes carboxyliques, ont été testés pour la séparation sélective du Nd(III) et du Fe(III) (J. Chen et al., 2016; W. Wang et al., 2012).

3.2.3.3.2.3 Fluides supercritiques

L'extraction par fluide supercritique (SFE) est une technologie innovante qui utilise des fluides au-delà de leur point critique pour extraire les ETR à partir des déchets électroniques. Le fluide le plus couramment utilisé est le dioxyde de carbone supercritique (scCO_2), qui présente plusieurs avantages, notamment une faible toxicité, une non-inflammabilité et une séparation facile des composants extraits (J. Zhang et al., 2019). La SFE a été appliquée avec succès à la récupération des ETR à partir de phosphores de lampes fluorescentes (J. Zhang & Azimi, 2020, 2022), d'aimants NdFeB (Kunanusont et al., 2021; Reisdörfer et al., 2020; J. Zhang et al., 2018, 2023a) et de batteries NiMH (Yao et al., 2018).

Techniquement, les déchets électroniques broyés et prétraités sont introduits dans un réacteur d'extraction sous pression de CO_2 transformé en CO_2 supercritique (scCO_2) par pressurisation à l'aide

d'une pompe haute pression, puis chauffés au moyen d'un dispositif thermique. À l'intérieur du réacteur, le scCO_2 interagit avec les particules de déchets, dissolvant et extrayant sélectivement les ETR en présence d'extractants. Le scCO_2 chargé en ETR est ensuite transporté vers le séparateur, où une diminution de pression provoque la précipitation des ETR. Le CO_2 gazeux est récupéré, liquéfié et recyclé dans le système. Les ETR extraits sont collectés pour une séparation ultérieure.

L'optimisation des paramètres du procédé, tels que la pression, la température et le temps d'extraction, est cruciale pour atteindre des taux de récupération élevés et une grande pureté des ETR (Yao et al., 2018). Un avantage de la SFE est sa capacité à ajuster les propriétés du solvant scCO_2 par l'ajout de co-solvants ou d'agents complexants. Cette approche peut améliorer encore la sélectivité et l'efficacité de l'extraction des ETR. Par exemple, l'ajout de phosphate de tri-n-butyle (TBP) comme co-solvant a amélioré l'extraction des ETR à partir de phosphores de lampes fluorescentes, atteignant des taux de récupération allant jusqu'à 98 % (J. Zhang et al., 2023b; J. Zhang & Azimi, 2020). Lorsque l'extraction au CO_2sc est réalisée avec de l'acide malique comme co-solvant (Reisdörfer et al., 2020), l'effet de température module l'efficacité de récupération du néodyme pour les deux types de poudres NdFeB (non calcinée et calcinée), la pression ayant une influence moindre. Une récupération du Nd (99,4 %) est obtenue après 30 minutes à partir d'une poudre de NdFeB non calcinée, ce qui représente une réduction du temps de lixiviation d'un facteur 12 par rapport à une extraction à pression atmosphérique. Dans le cas de la poudre NdFeB calcinée, une récupération de 99,5 % de Nd a été obtenue après 120 minutes, valeur bien supérieure à celle obtenue par lixiviation classique pendant 900 minutes, qui n'atteignait que 21 % de récupération du Nd. Malgré le potentiel prometteur de la SFE pour la récupération des ETR à partir des déchets électroniques, des défis subsistent donc concernant l'optimisation du procédé et son passage à l'échelle industrielle. Malgré la récupération élevée du Nd, le fer reste en effet présent en quantité significative.

3.2.3.3.2.4 Résumé et conclusion

En résumé, la valorisation des ETR à partir de déchets électroniques, notamment les aimants NdFeB, les poudres de phosphores de lampes fluorescentes ou les batteries NiMH suscite un intérêt croissant pour des procédés plus durables. Les méthodes non conventionnelles de lixiviation utilisant des acides organiques, des liquides ioniques (ILs), des solvants eutectiques profonds (DES) ou encore des fluides supercritiques, se présentent comme des alternatives prometteuses aux procédés classiques à base d'acides minéraux agressifs.

Les acides organiques ont fait l'objet de nombreuses études (une vingtaine ayant été considérés ici). Parmi eux, l'acide acétique se distingue par sa performance, atteignant plus de 90 % de récupération pour Nd, Pr et Dy (Belfqueh et al., 2023). D'autres recherches confirment la possibilité de séparer sélectivement le fer, avec des pertes minimales en néodyme (Niskanen et al., 2022). Cependant, certains acides comme le citrique nécessitent des temps de traitement longs (24 h), limitant leur intérêt. Des stratégies plus récentes associent ces acides à des techniques d'intensification comme l'ultrasonication ou les micro-ondes, réduisant considérablement les temps d'extraction tout en atteignant des taux de récupération proches de 100 % (Behera et al., 2019; Tanvar et al., 2019; Tanvar, Shukla, et al., 2020a; Tanvar & Dhawan, 2021).

Les liquides ioniques et les solvants eutectiques offrent une autre voie, reposant sur des interactions moléculaires complexes avec les oxydes métalliques. Le liquide $[\text{Hbet}][\text{NTf}_2]$, par exemple, permet la dissolution des oxydes d'ETR en présence d'eau (Nockemann et al., 2006), avec un rendement amélioré à haute température ($>100^\circ\text{C}$). L'intérêt de ces solvants repose aussi sur leur faible volatilité, leur recyclabilité et la possibilité d'orienter leur sélectivité selon la structure ionique. Des systèmes comme ChCl /acide lactique ont permis une lixiviation complète du néodyme et sa séparation du fer avec une efficacité de 95 % (C. Liu et al., 2020). La littérature scientifique converge sur le fait que le design

moléculaire des DES et ILs joue un rôle déterminant dans la sélectivité et la durabilité du procédé (Binnemans & Jones, 2017; Pateli et al., 2020; Riano et al., 2017).

En complément, l'utilisation de CO₂ supercritique (scCO₂) comme solvant présente plusieurs avantages comme la non-toxicité, la recyclabilité et l'efficacité. Par exemple, une extraction au scCO₂ avec l'acide malique comme co-solvant a permis de récupérer 99,4% de Nd en seulement 30 minutes (Reisdörfer et al., 2020), contre 900 minutes par lixiviation classique. Cette réduction drastique du temps rend le procédé très attractif, bien que des défis subsistent quant à la sélectivité vis-à-vis du fer et à la transposition à l'échelle industrielle.

Ainsi, la recherche actuelle explore activement ces voies dites « vertes », et une centaine d'études récentes entre 2017 et 2024 confirment l'intérêt stratégique de ces technologies pour le recyclage sélectif, rapide et durable des ETR.

En conclusion, les procédés non conventionnels explorés (ionométallurgie, solvométallurgie, fluides supercritiques) pour la récupération des ETR traduisent un tournant significatif dans la manière d'envisager l'extraction de ces éléments critiques, en particulier à partir de déchets complexes comme les aimants NdFeB, les lampes fluorescentes ou les batteries. Loin de se substituer intégralement aux méthodes conventionnelles, ces approches, fondées sur des solvants alternatifs, des milieux ioniques ou des conditions supercritiques, constituent une base technologique adaptable aux impératifs contemporains de durabilité, de sélectivité et de circularité.

Les études récentes montrent que l'intérêt pour ces méthodes s'appuie autant sur des performances d'extraction élevées que sur leur potentiel d'intégration dans des stratégies de traitement raisonné. Les acides organiques, par exemple, permettent des rendements proches ou équivalents à ceux des acides minéraux, mais avec un impact environnemental réduit. Toutefois, ils n'échappent pas à certaines limitations, comme la durée de traitement ou la faible sélectivité vis-à-vis du fer ou du cobalt, selon les conditions opératoires.

Les liquides ioniques et les solvants eutectiques profonds incarnent quant à eux une rupture technologique plus profonde. En combinant des propriétés chimiques sur mesure (acidité, complexation, hydrophobie) avec des mécanismes d'action nouveaux, encore mal compris dans certains cas, ils permettent d'atteindre à la fois sélectivité et recyclabilité, deux critères aujourd'hui essentiels dans les procédés hydrométallurgiques. De plus, leur capacité, pour certains, à être régénérés et réutilisés, parfois en boucle fermée, contribue à l'émergence de stratégies circulaires réalistes dans le recyclage des ETR. Cette capacité reste néanmoins conditionnée à une meilleure compréhension des équilibres physico-chimiques en jeu, notamment dans les systèmes multiphasiques ou les systèmes à teneur contrôlée en eau.

Les technologies basées sur le CO₂ supercritique (scCO₂) illustrent, enfin, une orientation innovante du champ, intégrant à la fois efficacité, rapidité et compatibilité avec les principes de l'économie circulaire. Bien que très prometteuses, ces techniques nécessitent encore des efforts de rationalisation et d'optimisation à l'échelle pilote, en particulier pour la sélectivité des extractions et la valorisation des co-produits métalliques comme le fer.

Finalement, l'ensemble des données disponibles soutient l'idée que ces méthodes non conventionnelles ne doivent pas être envisagées comme des alternatives isolées, mais bien comme des briques technologiques complémentaires à assembler selon les matrices traitées, les objectifs de sélectivité, les contraintes économiques et les exigences environnementales.

3.2.3.4 Biohydrométallurgie

3.2.3.4.1 Introduction à la biohydrométallurgie (biolixiviation et bioextraction des ETR)

L'étape initiale de la récupération des ETR à partir de ressources primaires ou secondaires (déchets miniers et industriels, y compris les déchets électroniques) repose sur leur libération dans la solution d'extraction. Ce processus peut être facilité par la biolixiviation, qui exploite les produits métaboliques de bactéries et de micro-champignons afin de solubiliser les ETR à partir de la phase solide traitée (Rasoulina, Barthen, & Lakaniemi, 2021).

La mise en solution des métaux et des ETR repose sur trois mécanismes principaux : l'acidolyse, la complexolyse et la redoxolyse (Desmarais et al., 2020). La biolixiviation s'appuie sur la production de métabolites tels que des acides organiques de faible poids moléculaire et l'acide sulfurique (H_2SO_4). Les bactéries autotrophes oxydantes du soufre, qu'elles soient mésophiles ou thermophiles, oxydent le soufre élémentaire (S^0) en H_2SO_4 , favorisant ainsi la libération des ETR par acidolyse.

Les micro-organismes modifient le pH de leur environnement et génèrent des métabolites capables de mobiliser ces éléments. Les micro-organismes hétérotrophes, quant à eux, produisent des acides organiques à partir de sources de carbone exogènes, acidifiant le milieu et formant des complexes organiques solubles avec les ETR par chélation (**complexolyse**) (McGaughey et al., 2025). L'acidolyse entraîne la dissolution de la phase solide sous l'effet d'un pH réduit, tandis que la complexolyse repose sur la formation de complexes entre un acide organique et les éléments ciblés. Ces réactions modifient également la spéciation chimique et l'état de saturation des solutions en équilibre avec les minéraux porteurs des ETR.

En revanche, la **redoxolyse**, qui repose sur le pouvoir oxydant du fer ferrique (Fe^{3+}), n'est pas pertinente pour la lixiviation des ETR à partir de matériaux sous forme oxydée. Une fois solubilisées, ces dernières peuvent être séparées et récupérées par des méthodes biologiques ou chimiques.

Différents types de micro-organismes, notamment des micro-champignons, des bactéries et des archées, sont utilisés pour l'extraction des ETR via divers mécanismes de biolixiviation. Ces micro-organismes produisent des métabolites tels que des acides et des molécules chélatantes, modifiant le pH de leur environnement. Une interaction symbiotique se développe entre les particules minérales et les micro-organismes, favorisant à la fois la dissolution du minerai et la croissance microbienne (Emmanuel Yaw Owusu-Fordjour & Yang, 2023).

Les micro-organismes utilisés peuvent être autotrophes ou hétérotrophes.

- Les autotrophes, comme *Acidithiobacillus ferrooxidans* et *Acidithiobacillus thiooxidans*, utilisent le dioxyde de carbone de l'air et l'énergie provenant d'éléments inorganiques (fer, soufre) pour leur croissance. Ils sont particulièrement efficaces pour la biolixiviation grâce à leur capacité à oxyder le fer ferreux en fer ferrique et le soufre en acide sulfurique.
- Les hétérotrophes, tels que les micro-champignons des genres *Aspergillus* et *Penicillium*, métabolisent du carbone organique (ex. : glucose) et produisent des acides organiques (comme l'acide gluconique ou oxalique) qui dissolvent les minéraux et complexent les ETR.

Des études ont montré que les opérations de biolixiviation en culture mixte sont préférées, car elles sont relativement plus efficaces pour extraire les ETR en solution, comparativement aux opérations en souche pure (Emmanuel Yaw Owusu-Fordjour & Yang, 2023).

Dans la biolixiviation des ETR, l'utilisation de micro-organismes chimiohétérotrophes présente certains inconvénients par rapport aux chimioautotrophes, notamment :

- la nécessité d'un apport constant et conséquent en carbone organique pour assurer la production d'acides organiques à grande échelle, ce qui peut engendrer des contraintes économiques ;
- la sensibilité des chimiohétérotrophes, en particulier des micro-champignons, aux métaux lourds présents dans les solutions de lixiviation, ces micro-organismes présentant une tolérance généralement faible et variable à la toxicité métallique.

Cependant, les chimiohétérotrophes offrent également des avantages significatifs :

- ils peuvent fonctionner dans des conditions de pH neutres à alcalines, contrairement aux chimioautotrophes, dont l'efficacité est principalement limitée aux milieux acides ;
- ils sont mieux adaptés à la lixiviation de minerais non sulfurés, tels que le xénotime, la monazite ou la bastnäsité, qui ne fournissent pas l'énergie nécessaire à la croissance des chimioautotrophes, dépendants de l'oxydation du soufre ou du fer.

Ainsi, les micro-organismes chimiohétérotrophes apparaissent particulièrement adaptés à la biolixiviation des minerais non sulfurés et des matériaux oxydés, notamment les déchets électroniques.

3.2.3.4.2 Les méthodes de biolixiviation

La biolixiviation des ETR peut être mise en œuvre selon différentes approches : soit par des procédés de biolixiviation par contact, comprenant des systèmes en une ou deux étapes, soit par des procédés de biolixiviation sans contact, également appelés biolixiviation par milieu usé (cf. Figure 3.14).

Dans la biolixiviation en une étape, la culture microbienne et le matériau contenant les ETR sont introduits simultanément dans le réacteur et incubés dans le même milieu. En revanche, dans la biolixiviation en deux étapes, le matériau contenant les ETR est ajouté après une phase de pré-culture des micro-organismes, afin d'assurer une croissance microbienne optimale et une production suffisante d'agents lixiviants. Dans les procédés de biolixiviation sans contact, les micro-organismes sont d'abord cultivés en l'absence du matériau contenant les ETR afin de maximiser la production de lixiviants biologiques. Le matériau est ensuite mis en contact avec le milieu acellulaire contenant ces agents de lixiviation.

Chacune de ces méthodes présente des avantages et des limites. Dans les procédés de biolixiviation par contact, la croissance microbienne et l'activité métabolique peuvent être inhibées ou retardées par la toxicité des métaux libérés et par la présence d'autres composés nocifs dans les matériaux traités, tels que le fluorure présent dans la bastnäsité. Toutefois, la présence directe des micro-organismes peut améliorer l'efficacité de la lixiviation par plusieurs mécanismes :

- (a) l'adsorption des cellules microbiennes à la surface du matériau solide, réduisant les limitations liées au transfert de masse grâce à la production locale de biolixiviants ;
- (b) la modification de l'équilibre des métaux en solution par absorption, adsorption ou complexation des ions métalliques par les composés excrétés par les micro-organismes ;
- (c) la consommation, par les micro-organismes, de certains constituants libérés à partir des minéraux porteurs d'ETR (par exemple les phosphates issus de la monazite), limitant ainsi la précipitation secondaire des ETR solubilisés.

La biolixiviation sans contact permet, quant à elle, d'optimiser indépendamment la production des agents de lixiviation microbiens et l'étape de lixiviation des ETR, indépendamment de la toxicité des matériaux traités. La séparation spatiale entre la production des biolixiviants et la lixiviation peut s'avérer particulièrement avantageuse pour réduire les temps de traitement, notamment lorsque la biolixiviation en une étape est ralentie par l'inhibition de la croissance microbienne en présence du matériau contenant les ETR.

Par ailleurs, la culture de micro-organismes immobilisés à la surface de supports et intégrés dans des biofilms permet de produire les lixiviants dans un bioréacteur distinct. Une telle configuration offre la possibilité d'une production continue et contrôlée de lixiviants biologiques, pouvant être introduits directement dans des systèmes de biolixiviation en réacteur, en colonne ou en tas, sans nécessiter d'étape supplémentaire de séparation ou d'élimination de la biomasse microbienne.

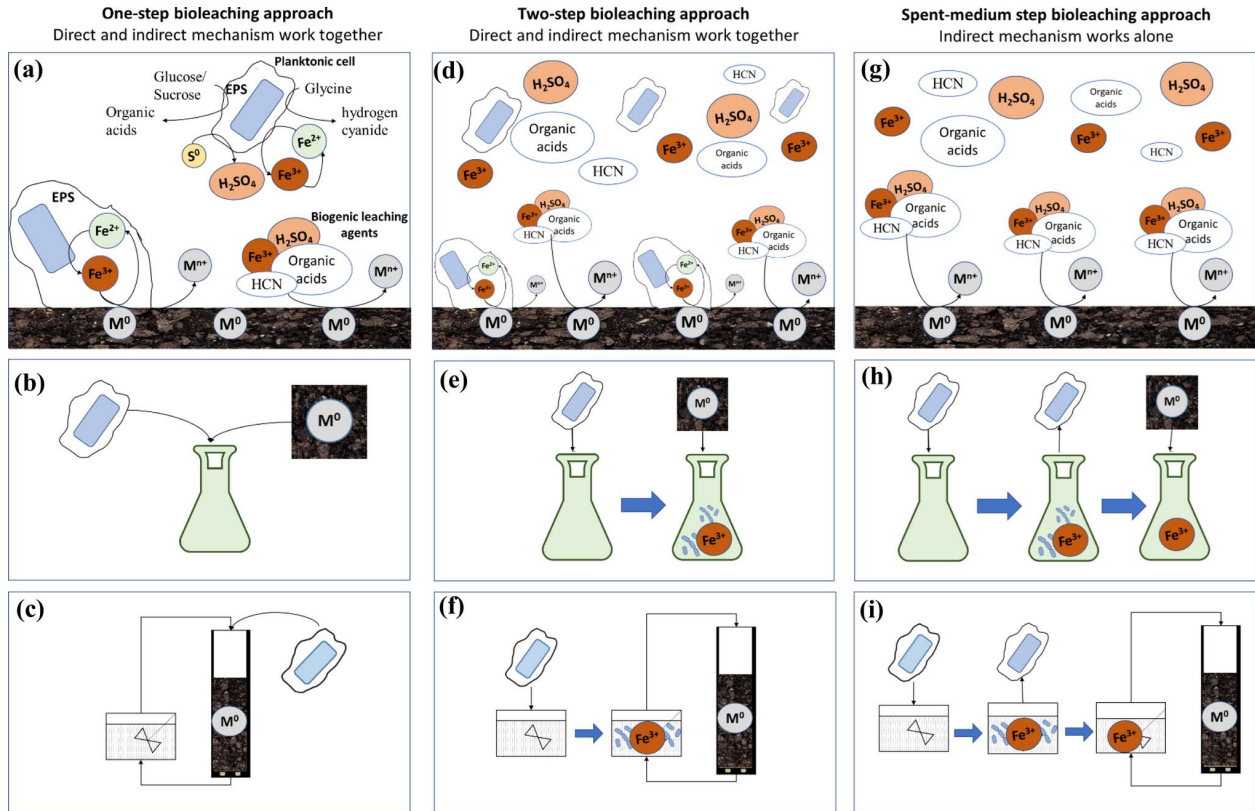


Figure 3.14 Schémas des différentes approches de biolixiviation appliquées à la solubilisation des métaux. (a) Principe de la biolixiviation en une étape : les micro-organismes et le matériau métallifère sont introduits simultanément dans le milieu, et la biolixiviation se déroule au cours de la croissance microbienne. (b) Mise en œuvre de l'approche en une étape dans un réacteur agité. (c) Mise en œuvre de l'approche en une étape dans une colonne. (d) Principe de la biolixiviation en deux étapes : les micro-organismes sont d'abord cultivés en l'absence de déchets solides ; une fois la phase de croissance exponentielle atteinte, le matériau contenant les métaux est ajouté afin d'initier la biolixiviation. (e) Approche en deux étapes réalisée dans un réacteur agité. (f) Approche en deux étapes réalisée dans une colonne. (g) Principe de la biolixiviation en milieu utilisé : les micro-organismes sont cultivés jusqu'à la phase stationnaire afin de produire une quantité maximale d'agents lixiviants biogènes ; les cellules sont ensuite retirées et le matériau métallifère est ajouté au lixiviant exempt de micro-organismes pour démarrer la biolixiviation. (h) Application de l'approche en milieu utilisé dans un réacteur agité. (i) Application de l'approche en milieu utilisé dans une colonne. EPS désigne les substances polymériques extracellulaires, HCN le cyanure d'hydrogène, M^0 un métal à l'état élémentaire et M^{n+} un métal sous forme ionique. Tirée de (Tezyapar Kara et al., 2023). Sous licence CC BY.

3.2.3.4.3 Biohydrométallurgie de la mine urbaine

Les batteries NiMH, les aimants permanents et les luminophores, qui représentent plus de 80 % du marché des ETR en termes de valeur, sont présents dans une variété de produits en fin de vie tels que les véhicules électriques, les disques durs et les lampes fluorescentes (Rasoulnia, Barthen, & Lakaniemi,

2021). Un aperçu des approches de biohydrométallurgie appliquées à ces différents flux est décrit ci-dessous.

3.2.3.4.3.1 Batteries NiMH

Le travail de thèse de Rasoulnia avait pour objectif de développer un procédé efficace de biolixiviation hétérotrophe destiné à l'extraction des métaux de base (fer, cobalt, nickel et manganèse) ainsi que des ETR à partir de batteries NiMH usagées, en utilisant principalement la bactérie *Gluconobacter oxydans*. Un enjeu majeur identifié au cours de ces travaux concerne la précipitation des métaux, en particulier des ETR, en présence de phosphates inorganiques (tels que le K_2HPO_4), phénomène limitant fortement leur solubilisation. La substitution de cette source de phosphore par de l'extrait de levure a permis de réduire significativement la précipitation métallique, conduisant à une augmentation des rendements de lixiviation pouvant atteindre un facteur 11 pour les ETR (Rasoulnia, Barthen, Valtonen, et al., 2021).

L'optimisation du rapport glucose/extrait de levure dans le milieu de culture a favorisé une production élevée d'acide gluconique, avec un taux de conversion du glucose atteignant jusqu'à 90 %. Cet acide joue un rôle central dans la solubilisation des métaux. Plusieurs stratégies de biolixiviation ont été évaluées et comparées, notamment les procédés en une étape, en deux étapes et ceux basés sur l'utilisation de milieux de culture usés. *Gluconobacter oxydans* s'est révélée nettement plus performante que *Streptomyces pilosus*, cette dernière ne permettant aucune lixiviation efficace malgré la production d'acide pyruvique.

Dans les procédés en deux étapes, *G. oxydans* a permis de lixivier jusqu'à 88 % du fer, 41,5 % du cobalt et 18,5 % du nickel, tandis que l'extraction des ETR s'est avérée plus efficace lors de l'utilisation du milieu usagé (Rasoulnia et al., 2022). Par ailleurs, l'influence des produits de bio-oxydation de l'acide gluconique, notamment le 5-cétogluconate, a été étudiée. Les résultats ont montré que le gluconate est plus performant pour la solubilisation des ETR à pH acide (environ 3), tandis que le 5-cétogluconate présente une efficacité accrue pour l'extraction des métaux de base à pH neutre ou légèrement basique (Rasoulnia, Barthen, Puhakka, et al., 2021).

Enfin, un réacteur à lit fluidisé fonctionnant en conditions non aseptiques a été développé afin d'assurer une production continue d'acide gluconique à haut débit, atteignant $390 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, avec un rendement de 94 %. Cette configuration a démontré la faisabilité industrielle du procédé. L'utilisation de l'effluent du réacteur comme agent de lixiviation a permis d'extraire jusqu'à 82 % des métaux de base et 55 % des ETR en sept jours, pour une densité de broyat de batteries de 1 % (Rasoulnia et al., 2023).

Ces résultats démontrent que la maîtrise des conditions de culture, la limitation de l'apport en phosphates et l'optimisation du métabolisme bactérien constituent des leviers clés pour améliorer l'efficacité de la biolixiviation, faisant de cette technologie une approche prometteuse pour la valorisation durable des déchets de batteries.

Dans une autre étude, Hegazy et al. ont investigué la production et l'application de sidérophores issus de la bactérie marine *Pseudomonas* sp., souche ASA235, en mettant l'accent sur leur utilisation pour la bioextraction des ETR à partir de batteries NiMH usagées (Hegazy et al., 2025). Il a été établi que cette souche produit un sidérophore de type mixte appartenant à la famille des pyoverdines, comme l'ont confirmé des analyses biochimiques et spectroscopiques.

Une production optimale de sidérophores a été observée à 28 °C et à pH 7, après 72 heures d'incubation en conditions de carence en fer, conduisant à une augmentation significative du rendement de production. Le sidérophore purifié a permis d'extraire environ 14,8 % du lanthane présent dans l'anode des batteries, ainsi que d'autres éléments en proportions plus faibles.

Ces résultats mettent en évidence le potentiel des sidérophores comme agents biologiques pour la récupération écologique et sélectives des ETR et ouvrent des perspectives pour des recherches complémentaires, notamment en vue de l'optimisation et de la mise à l'échelle du procédé.

3.2.3.4.3.2 Les aimants permanents

Des expériences de biolixiviation menées sur des aimants permanents par (Auerbach et al., 2019) à l'aide de trois souches microbiennes différentes, à savoir *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus ferrooxidans* et *Leptospirillum ferrooxidans*, ont montré une efficacité d'extraction du Nd de 77,4 %, 86,4 % et 91,3 %, respectivement. En particulier, les auteurs ont rapporté une récupération de 100 % du Pr en utilisant les trois souches microbiennes. Dans l'ensemble, l'application des bioprocédés pour la récupération des ETR dans les aimants usagés n'a pas été étudiée de manière approfondie.

3.2.3.4.3.3 Les luminophores

Les produits électroniques d'affichage et d'éclairage, tels que les tubes cathodiques, les diodes électroluminescentes (LED), les écrans à cristaux liquides (LCD) et les lampes fluorescentes, contiennent des phosphores qui constituent la principale source d'ETR dans ces dispositifs (Manis Kumar Jha et al., 2016). Les concentrations de La, Ce, Eu, Gd, Tb et Y dans les phosphores issus de lampes fluorescentes sont respectivement de 3,8, 4,9, 4,4, 2,5, 2,7 et 112,1 ppm (Innocenzi et al., 2018).

La capacité de bioextraction de deux souches bactériennes (*Acinetobacter calcoaceticus* et *Pseudomonas frederiksbergensis*) et d'une souche fongique (*Talaromyces purpureogenus*), isolées à partir de matériaux environnementaux et industriels contenant des ETR, a été évaluée. Les rendements de dissolution obtenus ont été comparés à ceux issus de l'utilisation du surnageant produit par *Gluconobacter oxydans*. L'acide gluconique a été identifié comme l'acide organique majoritaire dans l'ensemble des cultures. Toutefois, seulement environ 2 % du total des ETR contenus dans la poudre fluorescente ont été extraits, indiquant une efficacité limitée de ces systèmes biologiques (Jin, Reed, et al., 2019; Reed et al., 2016; Thompson et al., 2018).

Compte tenu de la teneur élevée en ETR de la poudre fluorescente, (Hopfe et al., 2018) ont exploré la bioextraction de ces éléments à partir de ce matériau (Hopfe et al., 2018). Divers micro-organismes, incluant des souches acidophiles classiques et des souches hétérotrophes, ont été testés pour leur capacité à extraire les ETR. Les résultats ont montré que *Yarrowia lipolytica*, *Lactobacillus casei* et *Komagataeibacter xylinus* présentaient les meilleures performances, avec des rendements d'extraction respectifs de 6,1 %, 10,6 % et 12,6 %, supérieurs à ceux obtenus avec les autres micro-organismes étudiés.

Dans une autre étude, la bioextraction des ETR à partir de la poudre fluorescente issue de tubes fluorescents a été réalisée à l'aide du champignon *Aspergillus niger* CECT2807. Les expériences ont été conduites en cultures discontinues avec une densité de pulpe de 1 %. Après sept jours, les concentrations en solution ont atteint 122 mg·L⁻¹ d'yttrium (Y), 8,50 mg·L⁻¹ d'euporium (Eu), 0,95 mg·L⁻¹ de cérium (Ce), 0,40 mg·L⁻¹ de terbium (Tb) et 1,11 mg·L⁻¹ de lanthane (La). Par la suite, les ETR ont précipité sous l'effet de la production d'acide oxalique par le champignon.

En outre, des expériences en mode semi-continu ont été menées, révélant une augmentation significative du taux de dissolution des ETR en conditions statiques. Dans ces conditions, les quantités extraites ont atteint 16,5 mg d'yttrium et 0,75 mg d'euporium par gramme de poudre de lampe fluorescente (Castro et al., 2023).

3.2.3.4.3.4 Catalyseurs de craquage catalytique fluide

Plusieurs études ont exploré l'utilisation de micro-organismes pour la bioextraction des ETR à partir de différents déchets industriels, tels que les catalyseurs usagés. Azevedo et al. ont utilisé des souches de *Yarrowia lipolytica* pour produire des acides organiques à partir de glycérine, un sous-produit du biodiesel (Azevedo et al., 2019). Ils ont obtenu des taux élevés de récupération des ETR, atteignant jusqu'à 99 % pour le néodyme (Nd) et le cérium (Ce). Cependant, la température élevée requise (50°C) et l'usage de glycérine soulèvent des questions de viabilité économique et énergétique.

Hosseinzadeh et al. ont étudié l'utilisation de *Aspergillus niger* pour l'extraction des ETR de catalyseurs automobiles usés (Hosseinzadeh et al., 2021). Les rendements obtenus étaient modestes (23,9 % pour le La et 25,9 % pour le Ce), suggérant que bien que le champignon crée un environnement acide favorable, sa capacité à extraire efficacement les ETR reste limitée. (Mouna Hanabe Muddanna & Saroj Sundar Baral, 2021) a comparé des souches adaptées et non adaptées d'*Acidithiobacillus ferrooxidans*. La souche adaptée aAF20 a permis d'atteindre jusqu'à 83 % d'extraction pour le La, tandis que les rendements pour d'autres ETR, comme le Ce, demeuraient faibles. Cette étude montre que l'adaptation microbienne améliore les performances, mais que certains obstacles persistent, nécessitant éventuellement des prétraitements chimiques ou mécaniques complémentaires.

Par ailleurs, des déchets agricoles ont été utilisés comme substrats économiques et durables pour la production de biolixiviants à l'aide de *Gluconobacter oxydans* (Jin, Reed, et al., 2019). Par exemple, des lixivants produits à partir de déchets de pommes de terre ont permis de récupérer jusqu'à 25,7 % des ETR à partir de catalyseurs usagés, des performances comparables à celles obtenues avec du glucose raffiné. L'utilisation de la canne de maïs a montré une efficacité légèrement inférieure (23,3 %), mais elle constitue un substrat prometteur sur le plan industriel en raison de l'existence de systèmes de collecte établis. Une analyse technico-économique a révélé que l'emploi de la canne de maïs pourrait réduire les coûts de production de 22 % par rapport à une usine utilisant des déchets de pommes de terre, et de 39 % par rapport à une usine basée sur du glucose raffiné. Une analyse du cycle de vie environnemental a montré que, bien qu'aucune solution ne soit clairement dominante, le procédé à base de canne de maïs présentait globalement un impact environnemental plus faible.

3.2.3.4.4 Les paramètres opérationnels importants de la biolixiviation

Plusieurs facteurs physico-chimiques et microbiologiques qui affectent l'efficacité de la biolixiviation des ETR doivent être pris en compte pour développer un processus efficace et économique. La composition élémentaire et la lixivibilité des composés d'ETR, le prétraitement de la matrice solide, le type de micro-organisme(s) et les métabolites excrétés, la composition du milieu de culture, le pH, la température, la concentration en déchet à traiter en suspension (ratio S/L), la taille des particules, l'agitation, l'intensité de l'aération, la culture et la durée de la lixiviation figurent parmi les paramètres influents.

Une grande variété de micro-organismes a été étudiée en ce qui concerne leur application dans les processus de biolixiviation. Les micro-organismes acidophiles oxydant le fer et le soufre sont utilisés commercialement pour la récupération de métaux tels que Cu, Au, U, Ni, Co et Zn à partir de minerais sulfurés. Parmi ces acidophiles (pH de croissance préféré $\leq 2,0$), *Acidithiobacillus ferrooxidans* et *Acidithiobacillus thiooxidans* ont montré un bon potentiel pour la mobilisation des ETR. Cependant, l'ajout de soufre ou de pyrite ainsi que l'acidification du milieu de culture sont nécessaires pour une croissance microbienne et une solubilisation des métaux optimales.

Certains micro-organismes chimio-organo-hétérotrophes peuvent être utilisés pour la biolixiviation des ressources en ETR non sulfurés contenant par exemple des phosphates, des carbonates, des oxydes et des silicates, sans qu'il soit nécessaire de maintenir un pH faible et d'ajouter du soufre et/ou du fer au système. Ces micro-organismes utilisent des sources de carbone organique telles que le glucose pour

leur croissance et la production d'une variété de métabolites, notamment des acides organiques, des exopolysaccharides, des acides aminés et des protéines. Les microchampignons *Aspergillus* et *Penicillium* spp. sont les micro-organismes hétérotrophes les plus largement utilisés pour la biolixiviation des ETR et d'autres métaux précieux provenant de diverses sources primaires et secondaires. L'utilisation de cultures mixtes peut parfois permettre une biolixiviation des ETR plus efficace que les cultures pures. Comme les différents micro-organismes ont des exigences de croissance différentes et nécessitent des milieux de croissance bien adaptés, la comparaison des résultats de différentes études de biolixiviation est difficile. La sélection des souches microbiennes les plus actives et la définition des conditions de croissance optimales, y compris la composition du milieu, sont essentielles pour le développement de procédures de biolixiviation efficaces. Un nombre limité d'études se sont concentrées sur l'optimisation du milieu pour la biolixiviation des ETR en termes de performance microbienne et de rentabilité du processus.

La température est un paramètre important dans la biolixiviation, car elle affecte la solubilité des métaux, la vitesse des réactions chimiques et la croissance et le métabolisme des micro-organismes. Par conséquent, les effets signalés de la température sur l'efficacité de la biolixiviation sont toujours la somme de ces processus. Afin d'identifier l'influence de chaque processus, ils doivent être étudiés séparément. Les solubilités des métaux sont importantes en ce qui concerne les différents agents de lixiviation utilisés, tels que l'acide sulfurique ou oxalique, car ils réagissent avec les ETR extraits et peuvent former des sels insolubles. Les sels d'ETR potentiellement rencontrés dans les environnements de lixiviation comprennent les phosphates, les sulfates, les carbonates, les chlorures, les fluorures, les hydroxydes et les oxalates. Les solubilités des sels d'ETR sont très variées et couvrent 15 ordres de grandeur. Les sels de nitrate, de chlorure et de sulfate présentent les solubilités les plus élevées, tandis que les fluorures, les oxalates, les carbonates et les hydroxydes présentent une solubilité intermédiaire. Les sels de phosphate ont des solubilités nettement plus faibles que tous les autres sels d'ETR. La question de savoir si un changement de température est bénéfique pour un processus de biolixiviation dépend donc de plusieurs facteurs. La solubilité des ETR, les taux de lixiviation et les préférences de température des micro-organismes doivent être pris en compte. L'augmentation de la température peut entraîner une augmentation de la dissolution des minéraux, ce qui compense la diminution de la solubilité des ETR. Cependant, une augmentation de la température au-delà des capacités de croissance des micro-organismes employés est préjudiciable.

Dans la biolixiviation, le pH est un facteur important qui affecte à la fois l'activité microbienne et l'efficacité de la lixiviation des métaux. L'optimisation du pH pour la croissance microbienne permet de maximiser la quantité d'agents de lixiviation produits par les bactéries dans le milieu. Dans la biolixiviation par contact, les variations du pH du milieu résultent à la fois de l'activité microbienne et du matériau contenant les ETR. Étant donné que les différents micro-organismes ont des pH de croissance optimaux différents, il est important de choisir un micro-organisme approprié en fonction de la nature de la source d'ETR (acide ou alcaline).

La concentration de la matière à traiter est un paramètre important couramment signalé pour la biolixiviation en flacon à agitation et en réacteur à cuve agitée. Dans la biolixiviation par contact, la performance de la lixiviation microbienne est généralement inhibée à des concentrations de matière à traiter élevées, en raison de la libération de composés toxiques, d'une agitation insuffisante et/ou de limitations du transfert de masse. Toutefois, à faible densité (1-2%w/v), l'augmentation de la concentration de la matière à traiter peut favoriser la croissance microbienne en raison de l'augmentation de la présence d'ions métalliques essentiels dans le matériau de lixiviation, nécessaires à la croissance et à l'activité microbiennes.

La biolixiviation souffre généralement de rendements et de taux de lixiviation inférieurs à ceux de la lixiviation chimique utilisant des acides (in)organiques forts ou des complexants. Néanmoins, la biolixiviation a montré certains avantages par rapport à la lixiviation chimique dans le cas de certains matériaux contenant des ETR de faible qualité, tels que les catalyseurs (Emmanuel Yaw Owusu-Fordjour & Yang, 2023; Rasoulnia, Barthen, & Lakaniemi, 2021).

3.2.3.4.5 Perspectives sur la biolixiviation

La biolixiviation est de plus en plus explorée pour l'extraction des ETR à partir de la plupart des ressources primaires et secondaires. Pour améliorer la récupération biohydrométallurgique des ETR, différents facteurs doivent être optimisés. Parmi eux, le pH et la température constituent deux paramètres clés, car ils influencent directement le mécanisme de lixiviation, l'activité microbienne et la solubilité des ETR. Il est donc essentiel d'ajuster ces conditions avec précision pour garantir une extraction efficace.

En raison de la grande variété de combinaisons possibles entre les ressources en ETR et les systèmes de biolixiviation, chaque cas nécessite une évaluation et une optimisation spécifiques. L'utilisation d'outils de modélisation géochimique peut contribuer à prédire le comportement des ETR lors de la mobilisation et à améliorer ainsi l'efficacité du processus de biolixiviation.

Par ailleurs, l'optimisation de la conception des bioréacteurs et l'augmentation du nombre d'études expérimentales sur ces systèmes sont indispensables pour mieux comprendre et maximiser la récupération des ETR en vue d'applications à grande échelle. Enfin, les analyses technico-économiques jouent un rôle crucial dans la conception de procédés rentables, notamment en considérant l'utilisation de déchets comme source de carbone pour la production microbienne de lixiviants.

3.2.3.4.6 Biosorption des ETR

La biosorption permet de concentrer les ETR à partir de solutions par le biais d'interactions avec de la biomasse organique, telle que les bactéries, les micro-champignons, les plantes et les micro-algues (Cizkova et al., 2019).

La biomasse microbienne, qu'elle soit vivante ou morte, ainsi que les protéines et peptides associés, peut être utilisée pour récupérer les ETR dans les lixiviats via des mécanismes combinés : interactions électrostatiques, échange d'ions, complexation de surface et précipitation.

- Les interactions électrostatiques se produisent lorsqu'une attraction faible existe entre des régions chargées de manière opposée à la surface du biosorbant et les ions métalliques en solution.
- Dans l'échange d'ions, les ions présents à la surface du biomatériau sont remplacés par les ions métalliques de la solution.
- La complexation de surface résulte de l'interaction entre les ions métalliques et des ligands organiques à la surface du biosorbant.
- La précipitation correspond à la formation d'espèces métalliques insolubles sur le biosorbant, phénomène pouvant résulter du métabolisme de la biomasse vivante ou se produire indépendamment dans le cas de biomasse morte.

À l'issue du processus, les ETR adsorbés doivent être récupérés par désorption, qui permet de régénérer le biosorbant pour des cycles ultérieurs tout en conservant ses propriétés chimiques et physiques (Brown et al., 2023).

Les biosorbants proviennent de sources variées, sont peu coûteux et respectueux de l'environnement. Par exemple, des études préliminaires de bio-absorption ont été réalisées avec des micro-algues mais ces études sont encore très incomplètes en termes de compréhension des mécanismes, mesure de la sélectivité d'absorption ou bien encore de récupération des ETR après absorption (Cizkova et al., 2019).

La capacité d'adsorption de la biomasse brute est souvent faible. Des modifications préalables sont donc nécessaires pour améliorer l'efficacité, la sélectivité et la réutilisabilité des biosorbants.

Ces modifications peuvent être physiques ou chimiques :

- Les modifications physiques incluent la lyophilisation, l'ultrasonication, la pyrolyse ou la polymérisation induite par UV, qui augmentent la surface spécifique et la porosité du matériau. Par exemple, l'écorce de pin modifiée par UV a atteint une capacité d'adsorption de 256,5 mg/g pour le cérium (Ce^{3+}) (Y. Li et al., 2019), tandis que la microalgue extrémophile *Galdieria sulphuraria*, après lyophilisation, a montré des performances jusqu'à 1440,5 $\mu\text{mol/g}$ pour différents ETR (Iovinella et al., 2023). D'autres biosorbants traités par ultrasons ou pyrolyse ont également montré des résultats prometteurs pour l'adsorption d'autres métaux.
- Les modifications chimiques comprennent la phosphorylation, les traitements alcalins ou acides, le greffage de ligands, la coprécipitation, le dopage métallique ou la calcination (Shao et al., 2025). Ces traitements visent à améliorer la sélectivité, la régénérabilité et la facilité de séparation. Par exemple, la levure sèche phosphorylée a présenté une forte affinité pour les ions d'ETR avec une capacité d'adsorption de 1 mmol/g (Ojima et al., 2019), tandis que des bactéries comme *Bacillus subtilis*, traitées à la soude, ont atteint 99 % d'adsorption pour le lanthane et le samarium (Giese & Jordão, 2019).

Enfin, des biosorbants composites ont été développés, combinant biomasse et matériaux innovants, tels que des biochars dopés ou des hydrogels à base de chitosane et de nanopoudres de silicium. Ces composites offrent une efficacité d'adsorption élevée, un faible coût et une bonne stabilité sur plusieurs cycles, certains atteignant plus de 99 % de désorption avec des performances stables après plusieurs utilisations (Shao et al., 2025).

Ces approches, bien que prometteuses, nécessitent encore des optimisations pour un usage industriel efficace et durable.

Différents facteurs influencent la biosorption des ETR. Le pH de la solution joue un rôle crucial, car il affecte la liaison des ions d'ETR aux sites actifs de l'adsorbant. Un pH légèrement acide, autour de 2, favorise l'adsorption, tandis que des conditions trop acides ou trop basiques réduisent l'efficacité, en raison de la compétition avec les ions H^+ ou de la précipitation des hydroxydes.

La concentration initiale des ions d'ETR influence également la biosorption. À faible concentration, l'effet est limité, mais à des concentrations plus élevées, le nombre accru de collisions entre les ions et la surface de l'adsorbant peut améliorer la capacité d'adsorption. Cependant, des concentrations trop importantes peuvent provoquer un effet d'écran, réduisant l'efficacité globale.

La quantité d'adsorbant utilisée est directement corrélée à la capacité d'adsorption. Une augmentation de la dose améliore l'adsorption jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel la capacité n'augmente plus de manière significative.

La présence d'ions interférents, tels que l'aluminium ou d'autres cations similaires, peut entrer en compétition avec les ETR pour les sites actifs, réduisant ainsi le rendement et la pureté du produit. Les anions, quant à eux, peuvent soit favoriser soit limiter l'adsorption, selon qu'ils forment des complexes à forte ou faible affinité avec les ions d'ETR (Shao et al., 2025).

3.2.3.4.6.1 Vers plus de sélectivité à l'aide de protéines et peptides

La biosorption médiée par des peptides ou des protéines apparaît comme une approche prometteuse pour la récupération sélective des ETR. Plusieurs peptides et protéines présentant une forte affinité et une sélectivité élevée pour les ETR ont déjà été identifiés, et diverses stratégies sont en cours de

développement pour concevoir des biosorbants robustes et réutilisables permettant une récupération ciblée des ETR (Ye et al., 2024).

Les premières études, comme celle de Park et al., ont consisté à modifier génétiquement la bactérie *Caulobacter crescentus* afin qu'elle présente à sa surface une forte densité de lanthanide binding tags (LBT), des peptides spécifiquement capables de lier les lanthanides (Park et al., 2016). La souche ainsi modifiée a montré une capacité accrue à adsorber les ETR et une grande spécificité pour ces éléments. Les cellules exprimant des LBT ont été capables d'extraire des ETR à partir de lixiviats acides issus d'échantillons de carottes minières, démontrant un potentiel pour des applications industrielles.

Dans une étude ultérieure, (Park et al., 2017) ont utilisé une souche d'*Escherichia coli* exprimant également des LBT pour la biosorption des ETR à partir de lixiviats de résidus miniers. Les résultats ont montré que les cellules exprimant les LBT étaient à la fois plus efficaces et plus sélectives pour les ETR que les cellules non modifiées, confirmant le potentiel des systèmes de biosorption génétiquement modifiés pour la récupération ciblée des ETR à partir de matrices complexes.

Plus récemment, (Dong et al., 2021) ont exploré l'utilisation d'une protéine sélective pour les ETR, appelée lanmoduline, afin de purifier et de séparer les ETR dans une solution aqueuse. Cette protéine a été découverte dans la bactérie *Methylobacterium extorquens*, qui se développe sur les feuilles des plantes et dans le sol, et joue un rôle clé dans le cycle du carbone de l'environnement (Cotruvo et al., 2018). La bactérie nécessite les lanthanides pour le fonctionnement optimal de certaines enzymes, notamment celles impliquées dans le métabolisme du carbone, essentiel à sa croissance.

Dans les applications expérimentales, la lanmoduline a été conjuguée à un support poreux dans une colonne, permettant l'adsorption des ETR à partir de lixiviats de faible qualité et leur séparation en fractions légères et lourdes (Figure 3.15). Des systèmes plus avancés ont également été développés, comme des nanoparticules magnétiques fonctionnalisées avec la lanmoduline, offrant une récupération efficace des ETR tout en garantissant une bonne réutilisabilité (Ye et al., 2023). Ces travaux démontrent le potentiel des protéines spécifiques comme agents de biosorption sélective pour des applications industrielles de récupération et de séparation des ETR.

L'affinité sélective des peptides et protéines pour les ETR peut être exploitée par l'ingénierie de biomatériaux fonctionnalisés. L'immobilisation de peptides ou de protéines sur des supports solides a été explorée pour créer des biomatériaux robustes et réutilisables. Un support idéal doit présenter une grande capacité de charge, une stabilité élevée, une facilité de récupération et de régénération, une non-toxicité et une viabilité économique. Deux grandes catégories de supports ont été développées : les matériaux synthétiques, produits par des procédés chimiques ou mécaniques, et les matériaux biologiques.

De nombreuses bactéries produisent également des métallobactines, de petits composés organiques capables de lier les ions métalliques avec une grande affinité, afin d'accéder aux métaux essentiels de l'environnement (Andreini et al., 2008). Récemment, Zytnick et al. ont décrit un lanthanophore, la méthylolanthanine, produit par *Methylobacterium extorquens* AM1 (Zytnick et al., 2024). La production de méthylolanthanine est nécessaire pour des niveaux normaux d'accumulation de lanthanides, tandis que sa surexpression augmente considérablement la bioaccumulation et l'adsorption, faisant de cette bactérie un châssis biologique intéressant pour l'extraction des lanthanides.

Good et al. ont montré que la croissance à partir de déchets électroniques comme seule source d'ETR est extensible jusqu'à 10 L avec des rendements constants, sans acides agressifs ni températures élevées (Good et al., 2023). L'ajout d'acides organiques augmente la lixiviation de manière non spécifique. En revanche, la biolixiviation spécifique peut être conçue par la surproduction de ligands liant les ETR, tels que les lanthanophores et la pyrroloquinoline quinone, permettant une bioaccumulation hautement spécifique. Les ETR sont stockées intracellulairement dans des granules de polyphosphate, et l'inactivation génétique de l'exopolyphosphatase augmente l'accumulation de métaux, confirmant le lien entre le métabolisme du phosphate et l'utilisation biologique des ETR.

Jung et al. ont appliqué des techniques de biofonderie avec *Acidithiobacillus ferrooxidans* pour favoriser l'expression recombinante intracellulaire de la lanmoduline (Jung et al., 2023). Par ailleurs, un domaine RTX de la protéine adénylate cyclase de *Bordetella pertussis*, connu pour lier Tb^{3+} , a été exprimé de manière périplasmique par fusion avec la rusticyanine endogène. La liaison des lanthanides (Tb^{3+} , Pr^{3+} , Nd^{3+} et La^{3+}) a été améliorée jusqu'à 4 fois pour les cellules exprimant la lanmoduline, et 13 fois pour celles exprimant les domaines RTX dans des solutions de métaux purs ou mixtes. La présence de lanthanides dans le milieu de croissance a également favorisé l'expression et la stabilité des protéines. Ces lignées modifiées ont présenté des taux de récupération et des sélectivités plus élevés pour les lanthanides testés que pour les métaux non-ETR (Fe^{2+} et Co^{2+}), démontrant leur potentiel pour le recyclage et la récupération industrielle des ETR.

La biosorption médiée par peptides et protéines constitue donc une approche innovante pour la récupération sélective des ETR à partir de déchets liquides ou solides. Ce procédé permet de concentrer les ETR en réduisant les impuretés, facilitant ainsi leur transformation en oxydes ou en produits élémentaires spécifiques. Grâce aux avancées en biologie synthétique, ingénierie des protéines et techniques omiques, il est désormais possible d'identifier, modifier et optimiser des peptides ou protéines capables de fixer efficacement les ETR.

Cependant, plusieurs défis subsistent avant une application industrielle : robustesse des biomatériaux dans des conditions environnementales complexes, mise en œuvre de procédés continus, et développement de technologies durables pour séparer efficacement différents ETR. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour améliorer stabilité, régénérabilité et sélectivité des biomatériaux, tout en concevant des systèmes adaptés à une récupération efficiente et durable.

Les processus de biosorption offrent une grande spécificité, une faible consommation d'énergie et une production minimale de déchets, mais la complexité des flux de déchets, la toxicité et les réactions secondaires concurrentes peuvent limiter leur efficacité. Une meilleure compréhension de l'absorption sélective des métaux et une analyse de faisabilité sont essentielles, en considérant que la valeur élevée des ETR pourrait justifier le coût supplémentaire de la biorécupération par protéines.

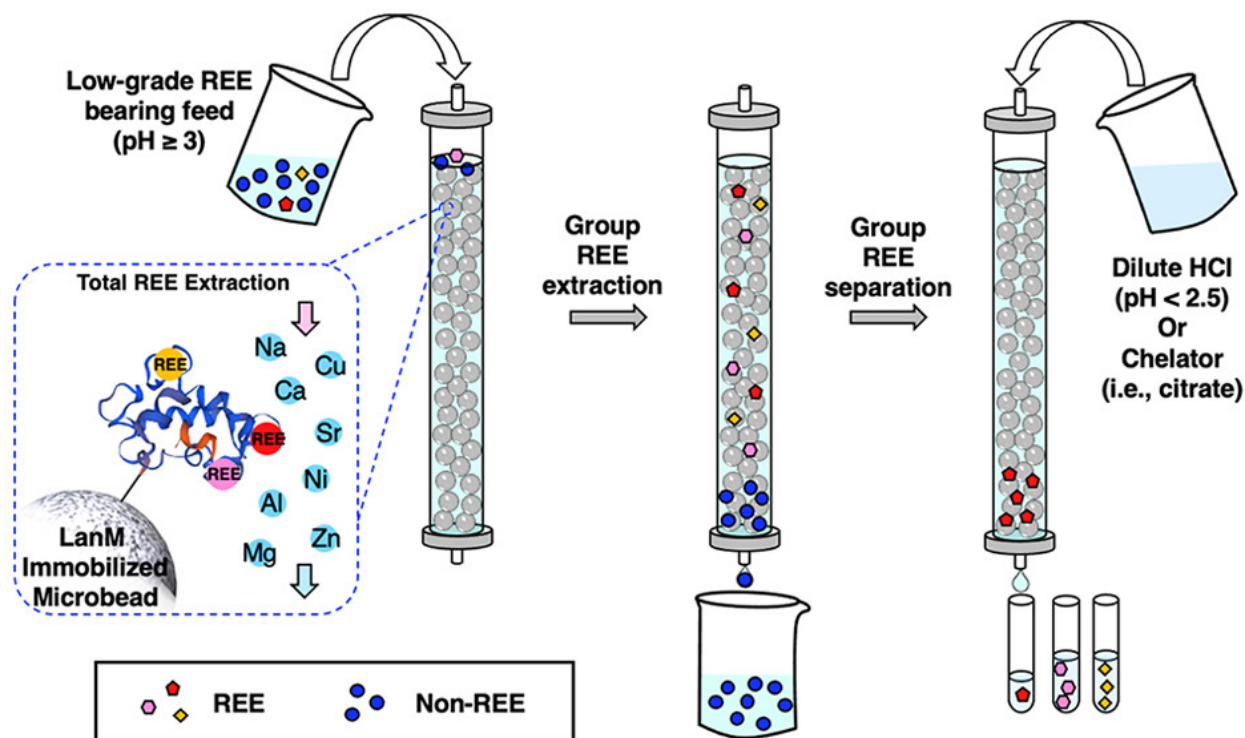


Figure 3.15 Lanmoduline immobilisée sur des microbilles d'agarose permettant d'obtenir une séparation de haute pureté de la paire Nd/Dy de terres rares critiques pour l'énergie propre et de transformer un lixiviat de faible qualité (0,043 % molaire de terres rares) en fractions distinctes de terres rares lourdes et légères (88 % molaire de pureté des terres rares totales) en un seul passage sur colonne. Tirée de (Dong et al., 2021). Sous licence CC-BY-NC-ND 4.0

3.2.3.4.6.2 Bioprécipitation/biominéralisation des ETR

La biominéralisation, ou bioprécipitation, désigne la formation de composés inorganiques ou organiques insolubles à partir d'ETR, induite par des ligands excrétés par des bactéries. Ces composés peuvent se former à la surface cellulaire (p. ex. : carbonates, phosphates, hydroxydes) ou de manière intracellulaire, comme les polyphosphates inorganiques (Roszczenko-Jasińska et al., 2020). Ce processus a lieu à l'interface organique—inorganique, où un système de reconnaissance moléculaire régule la nucléation et la croissance cristalline.

Une méthode de séparation utilisant le cofacteur pyrroloquinoline quinone (PQQ) a également été testée. Étant donné que les complexes PQQ—ETR sont pratiquement insolubles, il est possible de précipiter les ETR hors de la solution par addition de PQQ (Lumpe et al., 2020).

À ce jour, peu d'études ont exploré la biominéralisation impliquant des ETR et des microorganismes. Par exemple, (M. Jiang et al., 2018) ont observé la formation de phosphates de samarium (Sm) à la surface de levures et de bactéries, accompagnée d'une accumulation intracellulaire partielle du métal. D'autre part, (Coimbra et al., 2024) ont montré que *Mesorhizobium qingshengii* J19 est une bactérie capable de résister à des concentrations élevées d'yttrium (jusqu'à 4 mM) et de l'accumuler efficacement, notamment au niveau de la membrane cellulaire. Des analyses par microscopie électronique ont révélé que l'yttrium interagit avec des composés phosphatés, et la formation de biocristaux de phosphate d'yttrium hydraté ($Y(PO_3)_3 \cdot 9H_2O$) a été démontrée.

Les micro-champignons jouent également un rôle clé dans l'immobilisation des métaux grâce à deux mécanismes principaux : l'excrétion d'oxalates et la précipitation de carbonates via la croissance de

micro-champignons uréolytiques. Les oxalates, qui forment des complexes métalliques stables, sont particulièrement efficaces. Des recherches ont montré qu'*Aspergillus niger* peut convertir le cérium et le lanthane de la monazite en oxalates de haute pureté, illustrant une voie innovante de bioremédiation des ETR (Kang et al., 2021; K. Xia et al., 2020).

La précipitation biologique des carbonates, quant à elle, peut être induite par l'hydrolyse de l'urée par des microorganismes uréolytiques, produisant des carbonates capables d'immobiliser divers métaux toxiques. Des espèces telles que *Penicillium chrysogenum* et *Neurospora crassa* ont démontré leur aptitude à précipiter des métaux sous forme de nanoparticules carbonatées (Q. Li et al., 2014; F. Liu et al., 2019).

Dans une autre étude, (Maleke et al., 2019) ont mis en évidence la capacité de la bactérie thermophile *Thermus scotoductus* SA-01 à tolérer des concentrations élevées d'euporium (Eu) (jusqu'à 1 mM), bien supérieures aux niveaux environnementaux typiques. À faibles doses (0,01–0,1 mM), l'Eu stimule même la croissance de cette souche. Des analyses par microscopie électronique (TEM-EDX) ont montré une accumulation intra- et extracellulaire de l'Eu, tandis que les spectroscopies FTIR et HR-XPS ont révélé la formation de carbonate d'euporium, $\text{Eu}_2(\text{CO}_3)_3$. Cette biominéralisation repose sur deux mécanismes principaux : l'altération du microenvironnement et la présence de sites de nucléation à la surface bactérienne.

Enfin, (Kang et al., 2023) ont démontré qu'il est possible de précipiter le cérium sous forme d'oxalates ou de carbonates à partir de surnageants de cultures usées (sans biomasse) d'*A. niger* et de *N. crassa*. Le rendement de précipitation atteint 99,54 % à 30 mM de Ce^{3+} pour les oxalates, et 99,03 % à 11 mM pour les carbonates. Les oxalates forment des cristaux bien définis, tandis que les carbonates sont amorphes et de taille nanométrique. L'analyse élémentaire par EDXA a confirmé leur forte teneur en cérium, avec une proportion plus élevée d'impuretés phosphorées à faible concentration. Les structures ont été identifiées comme $\text{Ce}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ (oxalates) et $\text{Ce}_2(\text{CO}_3)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (carbonates), toutes deux convertibles en oxyde de cérium (CeO_2) après traitement thermique à 1000 °C. Les analyses par infra-rouge (FTIR et multivariées) ont confirmé la présence de carbonates et de carboxylates de cérium, et ont révélé que la pureté des biominéraux augmente avec la concentration en Ce^{3+} . Ces travaux proposent une approche novatrice et écologique pour la synthèse de nanoparticules d'oxalate et de carbonate de cérium, susceptibles de servir de précurseurs dans la production d'oxydes d'ETR.

La biominéralisation des ETR constitue ainsi une approche durable, sélective et peu énergivore pour la récupération d'éléments de valeur, la synthèse de matériaux fonctionnels et la réponse à des enjeux environnementaux. Son développement contribue à la transition vers une économie circulaire des matières premières critiques.

3.2.3.4.7 Résumé et conclusion

La biohydrométallurgie, et plus particulièrement la biolixiviation, constitue une méthode innovante et écologique pour extraire les ETR à partir de ressources primaires (minerais, résidus miniers ; cf. chapitre 4) ou secondaires (mine urbaine, déchets industriels). Ce procédé repose sur l'activité de microorganismes — notamment des bactéries, micro-champignons et archées — capables de solubiliser les métaux par la production de métabolites tels que l'acide sulfurique, les acides organiques (citrique, oxalique, gluconique) ou par des réactions d'oxydoréduction catalysées par le fer. Trois mécanismes principaux sont impliqués : l'acidolyse (solubilisation par abaissement du pH), la complexolyse (formation de complexes solubles entre métaux et ligands organiques) et la redoxolyse (transformation chimique des métaux par changement de leur état d'oxydation). Cependant l'acidolyse et la complexolyse restent les deux mécanismes les plus fréquents lorsqu'il s'agit d'extraire les ETR à partir de la mine urbaine.

Les bactéries autotrophes comme *Acidithiobacillus ferrooxidans* ou *Leptospirillum ferrooxidans*, qui se développent dans des milieux acides, sont couramment utilisées pour les minerais sulfurés. Elles oxydent le soufre et le fer, libérant des ions Fe^{3+} et H^+ qui favorisent la dissolution des métaux. À l'inverse, les micro-champignons et bactéries hétérotrophes tels que *Aspergillus niger*, *Penicillium simplicissimum* ou *Gluconobacter oxydans* sont plus adaptés aux substrats non sulfurés et produisent des acides organiques efficaces en milieu neutre à légèrement acide. *G. oxydans*, par exemple, a démontré une efficacité remarquable pour extraire les ETR comme le lanthane, le cérium ou le néodyme des batteries NiMH usagées, comme l'ont montré les travaux de Rasoulnia, notamment en réduisant les effets de précipitation liés au phosphate.

La biolixiviation peut être mise en œuvre selon plusieurs stratégies : en une étape (micro-organismes et substrat métallifère en contact direct), en deux étapes (production séparée du lixiviant avant extraction) ou via la réutilisation de milieux usés pour limiter les coûts et l'impact environnemental. Ce procédé présente des avantages considérables en termes de durabilité, de faible consommation énergétique, de réduction des émissions de CO_2 et d'absence de réactifs chimiques toxiques. Toutefois, certaines limites subsistent, comme la lenteur du processus, la sensibilité des micro-organismes à la toxicité des substrats ou encore la difficulté à atteindre des rendements industriels constants. Des recherches sont en cours pour optimiser les conditions opératoires (pH, température, temps de contact, agitation, prétraitements mécaniques ou chimiques) et pour sélectionner ou modifier génétiquement des souches microbiennes plus robustes et sélectives.

Dans un contexte de raréfaction des ressources naturelles et de tensions géopolitiques sur l'approvisionnement en ETR, la biolixiviation apparaît comme une solution prometteuse pour une économie circulaire et plus respectueuse de l'environnement, en valorisant efficacement des déchets complexes tout en limitant les impacts écologiques des procédés traditionnels d'extraction.

La biosorption utilise des biomasses (vivantes ou mortes) comme les bactéries, micro-algues ou micro-champignons pour capter les ETR via des interactions physiques et chimiques (électrostatiques, échanges d'ions, complexation, précipitation). Ce processus nécessite ensuite une désorption pour récupérer les métaux et régénérer le biosorbant. Diverses modifications physiques (lyophilisation, UV, pyrolyse) ou chimiques (phosphorylation, traitements acides/basiques) améliorent l'efficacité d'adsorption. Des biosorbants innovants (ex. nanoparticules magnétiques, hydrogels) montrent des résultats prometteurs. La biosorption est influencée par le pH, la concentration en ions, la dose d'adsorbant et la présence d'ions interférents.

La biosorption via des peptides et protéines représente une approche innovante pour la récupération sélective des ETR. Des systèmes biologiques, comme des bactéries modifiées exprimant des tags de liaison aux lanthanides ou la lanmoduline immobilisée sur des supports, ont montré une grande efficacité pour séparer sélectivement les ETR même dans des matrices complexes. Des biomatériaux fonctionnalisés sont conçus pour être stables, réutilisables et performants dans des procédés continus. De plus, la production naturelle ou génétiquement optimisée de métallobactéries comme la méthylolanthanine améliore la bioaccumulation des ETR. Malgré ces avancées, des défis techniques restent à résoudre pour une application industrielle durable.

La biominéralisation des ETR est un processus microbien permettant de précipiter ces éléments sous forme de composés insolubles comme les phosphates, oxalates ou carbonates. Divers microorganismes, tels que des bactéries (*Mesorhizobium*, *Thermus*) et des micro-champignons (*Aspergillus*, *Penicillium*), sont capables d'accumuler et transformer les ETR. Ces biominéraux peuvent être produits en intra- ou extracellulaire, avec des rendements très élevés. Certaines méthodes utilisent aussi des cofacteurs comme la PQQ pour précipiter sélectivement les ETR. Ce procédé offre une voie écologique, sélective et durable pour valoriser ces éléments critiques.

Plusieurs biotechnologies ont le potentiel de résoudre les problèmes liés à l'extraction et au recyclage des ETR grâce à leur capacité de concentration et de séparation. Ces technologies ont montré de bons

résultats à l'échelle de laboratoire, mais une seule étude à ce jour a abordé la question de la montée en échelle (Good et al., 2023). En plus de l'évolutivité, des analyses technico-économiques et de cycle de vie seront nécessaires pour démontrer que ces biotechnologies peuvent concurrencer les méthodes d'extraction existantes, tant sur le plan économique qu'environnemental. Si des souches microbiennes modifiées par génie génétique doivent être utilisées, le confinement et la conformité réglementaire pourraient également devenir des enjeux importants.

En conclusion, les procédés biologiques comme la biolixiviation, la biosorption, la bioaccumulation et la biominéralisation offrent des alternatives durables et prometteuses à l'extraction traditionnelle des ETR. Grâce à l'utilisation de micro-organismes et de biomolécules, ces méthodes permettent de valoriser efficacement des ressources primaires et secondaires tout en réduisant l'impact environnemental. Malgré des défis techniques tels que la lenteur des processus ou la sensibilité des biomasses, les avancées en biotechnologie, génie génétique et développement de biosorbants innovants renforcent leur potentiel industriel. Ces approches s'inscrivent pleinement dans une logique d'économie circulaire et de souveraineté stratégique sur les ETR.

3.3 Aspects transverses

3.3.1 Risques et impacts environnementaux

Le recyclage des déchets électroniques est généralement considéré comme un procédé plus respectueux de l'environnement que l'extraction minière et plus avantageux sur le plan économique. Dans ce contexte, le recyclage des éléments des terres rares (ETR) présente plusieurs avantages par rapport à leur production primaire, notamment en évitant les difficultés liées à la séparation des éléments radioactifs et en réduisant leur impact environnemental (Gkika et al., 2024). Par exemple, la récupération des matières premières secondaires à partir du recyclage des tubes cathodiques permettrait d'économiser 1 ou 0.9 kg de CO₂ selon la technologie à rayons X ou à écrans plats respectivement. La récupération supplémentaire de l'yttrium des poudres fluorescentes améliorerait encore le crédit de 0,75 kg de CO₂ (Rocchetti & Beolchini, 2014).

Les déchets électroniques sont réputés contenir des concentrations importantes d'ETR ainsi que d'autres métaux précieux, tels que l'or (Au), l'argent (Ag), le platine (Pt), le palladium (Pd) et le rhodium (Rh) (Balaram, 2019). À titre d'exemple, le traitement de 100 000 iPhones permettrait de récupérer 1 900 kg d'aluminium, 770 kg de cobalt, 710 kg de cuivre, 93 kg de tungstène, 42 kg d'étain, 11 kg d'ETR, 7,5 kg d'argent, 1,8 kg de tantale, 0,97 kg d'or et 0,1 kg de palladium.

Cependant, les publications consacrées aux effets du recyclage des ETR sur la santé humaine et environnementale, en particulier dans les zones de démantèlement des déchets électroniques, restent peu nombreuses. Pourtant, le recours à des procédés de recyclage proches de ceux utilisés pour le traitement des minerais est susceptible d'entraîner des impacts significatifs sur les populations et les écosystèmes. Les travaux portant sur les impacts environnementaux du recyclage des DEEE s'intéressent à une grande diversité de polluants organiques et minéraux, mais accordent rarement une attention spécifique aux ETR.

Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) distingue trois catégories d'émissions toxiques associées au recyclage des DEEE (Shin et al., 2019) :

- les émissions primaires, qui comprennent notamment le plomb, le mercure, l'arsenic, les biphenyles polychlorés (PCB) et les fluides frigorigènes fluorés ;
- les émissions secondaires, constituées principalement de dioxines et de furanes produits lors du traitement inapproprié des plastiques contenant des retardateurs de flamme halogénés ;
- les émissions tertiaires, qui regroupent les substances et réactifs dangereux utilisés au cours des opérations de recyclage, tels que le cyanure, le mercure employé pour l'amalgamation de l'or ou encore les agents de lixiviation, susceptibles d'être rejetés dans l'environnement en raison de mauvaises pratiques de manipulation ou de traitement.

Par ailleurs, les plastiques de différentes natures présents dans les DEEE, souvent difficiles à recycler, peuvent se fragmenter en microplastiques et nanoplastiques, constituant une menace supplémentaire pour les écosystèmes et les organismes vivants.

L'expansion de l'industrie des terres rares suscite des préoccupations croissantes en matière de santé au travail, l'exposition prolongée à ces éléments ayant été associée à différentes pathologies, notamment la fibrose pulmonaire et la pneumoconiose. L'exposition aux terres rares peut survenir à toutes les étapes de leur cycle de vie, depuis l'exploitation minière, le traitement et le transport jusqu'à leur élimination et leur décomposition (Gkika et al., 2024). Comme pour les autres métaux, le recyclage des ETR comprend quatre étapes principales — la collecte, le démantèlement, la séparation et le traitement —, chacune étant susceptible de générer des poussières contenant des ETR, d'autres métaux et divers produits

chimiques nocifs. Ces opérations présentent également des risques d'incendie et d'explosion, auxquels sont exposés les travailleurs ainsi que l'environnement proche des installations.

Dans leur revue de littérature, Shin et al., ainsi que Rebello et al., décrivent en détail les risques auxquels sont exposés les travailleurs lors des principales étapes du recyclage, au cours desquelles ils manipulent des quantités importantes de terres rares (Rebello et al., 2020; Shin et al., 2019).

Lors de la collecte, les travailleurs peuvent être exposés à des substances nocives libérées dans l'atmosphère par inhalation, ingestion ou contact cutané.

Les opérations de démantèlement et de séparation peuvent produire des composés organiques volatils (COV) ainsi que des poussières toxiques contenant notamment des ETR. Selon la nature des DEEE traités, ces émissions peuvent également renfermer des métaux lourds (Cd, Hg, As, Ni...), des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), des polymères plastiques, des polybromodiphénylétthers (PBDE), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des dioxines. Cinquante-six additifs, parmi lesquels des antioxydants, des retardateurs de flamme, des plastifiants, des stabilisants UV et des filtres UV, ont également été identifiés, certains présentant un caractère cancérigène.

Les procédés de traitement diffèrent selon les applications et sont à l'origine de pollutions spécifiques.

- La pyrométallurgie est fortement consommatrice d'énergie et génère des composés organiques volatils ainsi que des dioxines lors des opérations de fusion.
- La réduction métallothermique met en œuvre des températures pouvant atteindre 1 000 °C, tandis que l'électrolyse des sels fondus produit des gaz toxiques tels que le chlore, le fluor et l'hydrogène, ce dernier présentant un risque d'explosion.
- Le procédé de refusion sous laitier électroconducteur (electroslag remelting), proche des procédés d'extraction des ETR à partir des minerais, produit d'importantes quantités de déchets solides.
- Les procédés hydrométallurgiques utilisent des acides forts, notamment l'acide nitrique et l'acide sulfurique, pour dissoudre les matières premières, générant ainsi de grandes quantités d'effluents liquides.
- Les procédés d'extraction par solvant, de lixiviation et de précipitation sélective sont eux aussi comparables à ceux employés pour le traitement des minerais. L'extraction en phase gazeuse polyvalente, utilisée notamment pour le recyclage des aimants, nécessite d'importantes quantités de gaz chlorés et produit du chlorure d'aluminium, composé fortement corrosif.
- Enfin, le recyclage des résidus miniers mobilise des procédés et des équipements similaires à ceux de l'industrie extractive ; les contaminants générés sont donc considérés comme comparables à ceux issus du traitement des minerais primaires.

Une analyse comparative des différentes voies de récupération des ETR (hydrométallurgie, pyrométallurgie et extraction en phase gazeuse) a évalué leur impact environnemental en prenant en compte la toxicité des réactifs employés, la consommation d'énergie, la production de déchets secondaires ainsi que la complexité technique et le coût des opérations. Selon cette étude, l'extraction en phase gazeuse apparaît comme le procédé le plus durable et le plus réaliste dans les conditions actuelles du recyclage (Paranjape & Yadav, 2023).

Les émissions de substances nocives lors du recyclage des terres rares peuvent être analogues à celles générées lors de leur extraction primaire et traitement et peuvent entraîner également des problèmes d'environnement et de santé. En Chine du sud autour de la ville de Guiyu, Wang et al. mettent en évidence une pollution des sols par les ETR provenant de zones de démantèlement de DEEE (S. Wang

et al., 2022).. Sur la quarantaine d'échantillons prélevés, 61,50 % des sols sont considérés comme légèrement pollués, tandis que 28,20 % le sont moyennement ou fortement, avec un enrichissement en ETR dans la couche superficielle (0 à 20 cm) sur certaines zones sensibles de démontage. En effet, le démontage et le recyclage des DEEE ont également une incidence considérable sur les propriétés physiques et chimiques du sol environnant ainsi que sur la capacité de migration en profondeur des métaux. Autour de ces installations industrielles de recyclage, l'enrichissement des sols en ETR indique un apport anthropique important dont la répartition spatiale est complètement conditionnée par la distance à la source de pollution mais aussi par les propriétés et types d'utilisation des sols.

Dans plusieurs installations canadiennes de recyclage de déchets électroniques, une forte exposition au plomb a été détectée dans tous les échantillons d'air et dans la plupart des échantillons de sang des travailleurs, jusqu'à 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 136 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectivement. Lorsqu'ils manipulent des écrans à tube cathodique, les travailleurs étaient 4,9 fois et 8,5 fois plus susceptibles d'être exposés au plomb et à l'yttrium. Dans l'ensemble, les expositions sont largement associées à la taille de l'installation et à la concentration de poussières en suspension dans l'air. Les indices de danger des expositions par voie aérienne ont soulevé des préoccupations concernant les troubles rénaux, les systèmes nerveux central et périphérique et le système reproducteur masculin (Gravel et al., 2023). Il est à noter que parmi les 12 métaux dosés dans l'atmosphère des usines de recyclage, les ETR ne sont représentés que par Y qui n'est dosé que dans l'ambiance de travail mais pas chez les travailleurs.

Dans la région aux alentours de Taizhou l'un des trois plus grands centres de recyclage des déchets électroniques en Chine depuis plus de 30 ans, les compartiments atmosphériques, aquatiques et terrestres sont fortement pollués. Guo et al. ont mesuré des concentrations d'ETR une à deux fois plus élevées chez les résidents proches des sites de recyclage (Guo et al., 2020). Les taux sanguins plus élevés de La et Ce sont positivement corrélés aux taux de thyroïdostimuline et aux indicateurs de stress oxydant responsable de l'action toxique sur cette hormone. La capacité de perturbation endocrinienne des ETR est ainsi révélée sur l'axe hypothalamique-hypophysaire-thyroïdien. Dans cette région, Li et al montrent également que parmi les 17 métaux quantifiés dans le sang des travailleurs des usines de recyclage, les concentrations d'arsenic, de nickel, d'argent, de lanthane et de cérium étaient statistiquement plus élevées (Z. Li et al., 2020). Les marqueurs de santé humaine comme la longueur des télomères et le nombre de copies d'ADN mitochondrial étaient plus élevés chez les travailleurs et les résidents vivant à proximité des sites de recyclage de déchets électroniques. L'augmentation de ces deux biomarqueurs est particulièrement corrélée aux concentrations de Ni et à un risque de cancer.

De très récentes études (Cai et al., 2025) montrent un risque d'exposition potentiel élevé des travailleurs aux poussières de surface pour 7 métaux mesurés (dont aucun ETR) dans une seule usine de démantèlement des DEEE en Chine. Les risques non cancérogène et cancérogène les plus élevés causés par le traitement des déchets sont supérieurs à la dose de référence, quand le chrome est considéré comme tel.

Les auteurs ont montré que l'absence d'habitudes comportementales normalisées était un facteur important dans l'augmentation de l'exposition des travailleurs aux polluants métalliques et organiques persistants et appellent à des mesures d'intervention plus complètes pour garantir la sécurité au travail des travailleurs du secteur des déchets électroniques. Toutefois, l'intensification des activités de recyclage des DEEE dans les pays à revenu élevé ne doit pas conduire à une augmentation des expositions et des risques pour la santé, et doit être menée de manière équitable en termes de protection des travailleurs. En particulier, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour évaluer les dangers ou les risques pour les travailleurs, notamment pour déterminer les quantités d'ETR à partir desquelles des problèmes

de santé peuvent apparaître (Gkika et al., 2024). En effet, actuellement concernant l'exposition aux ETR, seules les expositions à l'yttrium et au cérium sont réglementées sur le lieu de travail à 1 et 5 mg/m³, respectivement, mais une réglementation plus étendue est nécessaire car les formes de manipulation des ETR peuvent varier selon la matière première utilisée et le produit fini, et les substances produites peuvent également être différentes pour chaque procédé.

Seulement 25% des déchets électroniques sont traités dans des centres de recyclage formels, et cela devient un problème important dans les pays en développement qui ont des systèmes de recyclage à petite échelle et inappropriés. La majorité des déchets électroniques sont donc traités par des moyens très primitifs, tels que l'extraction de métaux lourds avec des acides forts, le grillage/tri de cartes de circuits imprimés pour récupérer des composants réutilisables, la carbonisation des plastiques et des fils de cuivre pour récupérer le métal et la simple mise en décharge des lampes LED. De plus, les polluants émanant des centres de recyclage des DEEE entraînent des problèmes de santé plus graves dans les pays en voie de développement, car ils ne disposent pas des méthodes les plus récentes d'élimination des déchets que de nombreux pays développés y envoient pour y être éliminés.

3.3.2 Analyse de cycle de vie : applications aux ETR

L'ACV est particulièrement importante pour les industries dépendantes de l'extraction et du traitement des ressources, comme le secteur des ETR. Face à la demande croissante en ETR dans des technologies telles que l'électronique, les énergies renouvelables et les véhicules électriques, il est essentiel de comprendre les implications environnementales de leur cycle de vie complet. L'ACV est largement utilisé dans l'industrie des ETR, couvrant les étapes de l'extraction minière, du raffinage, de la fabrication, de l'utilisation et du recyclage. Grâce à l'ACV, les parties prenantes peuvent comparer la performance environnementale des différentes mines et raffineries d'ETR, identifier les étapes les plus impactantes de la production et explorer des alternatives pour réduire les principaux points chauds environnementaux (Wall & Pell, 2020).

D'un point de vue géoéthique, il est essentiel de prendre en compte à la fois la responsabilité sociétale et la gestion du système terrestre lors de l'exploitation des géoressources (Jouini et al., 2022). Dans le cas des ETR, cette responsabilité implique de limiter les impacts environnementaux non seulement pendant l'extraction, mais tout au long du cycle de vie de ces matériaux, y compris leur recyclage et leur gestion en fin de vie. L'ACV joue un rôle clé dans cette démarche en évaluant les bénéfices environnementaux et les compromis liés aux processus de recyclage des ETR. Elle permet de quantifier les économies de ressources, l'efficacité énergétique et la réduction des émissions. Cette approche globale s'aligne sur les principes de l'économie circulaire, où les matériaux sont continuellement réutilisés, revalorisés et recyclés au lieu d'être éliminés comme déchets.

Dans ce contexte, le recyclage des ETR à partir de sources secondaires constitue un levier important pour réduire la dépendance de l'industrie aux mines primaires, tout en répondant aux préoccupations environnementales liées à l'épuisement des ressources et à la production de déchets (Becci et al., 2021).

L'ACV permet une comparaison détaillée des différentes techniques de recyclage, en identifiant celles qui offrent les meilleurs taux de récupération des matériaux avec le plus faible impact environnemental. Diverses méthodes, notamment les techniques hydrométallurgiques, pyrométallurgiques et de réutilisation directe, ont été étudiées pour extraire et réutiliser les ETR à partir des ressources secondaires mentionnées précédemment (Amato et al., 2023; Karal et al., 2021). Afin d'évaluer la faisabilité environnementale de ces techniques de recyclage, des études d'ACV ont été menées pour comparer leurs impacts avec ceux de l'extraction primaire conventionnelle des ETR.

L'ACV ex-ante, une approche prospective qui évalue la performance environnementale potentielle des technologies émergentes avant leur mise à l'échelle, s'est révélée particulièrement utile pour analyser les méthodes de recyclage innovantes. L'une de ces méthodes, l'électrolyse en sels fondus en une seule étape, a démontré son potentiel pour réduire significativement les impacts environnementaux par rapport aux méthodes traditionnelles de production des ETR (Schulze, Abbasalizadeh, et al., 2018). Les résultats ont montré que même dans le scénario de recyclage le plus pessimiste, où seulement 50 % des ETR sont récupérés et où un broyage est nécessaire, les impacts environnementaux restaient inférieurs à ceux de la production primaire dans la plupart des catégories d'impact. De plus, la biolixiviation des aimants NIB a été évaluée par une ACV ex-ante, mettant en évidence des avantages économiques et environnementaux. En optimisant l'utilisation de l'acide oxalique et en améliorant la gestion de la consommation électrique, la biolixiviation a démontré sa capacité à réduire considérablement les impacts environnementaux (Magrini & Jagodzinska, 2022).

Par ailleurs, les installations de biolixiviation utilisant des déchets agricoles ou alimentaires comme matière première représentent une option prometteuse pour les futurs efforts de récupération des ETR, en combinant recyclage des déchets et pratiques respectueuses de l'environnement (Jin, Reed, et al., 2019). Ces procédés soulignent l'importance d'un taux élevé de récupération des matériaux pour minimiser l'impact environnemental global du recyclage. En outre, les avancées dans l'intégration des énergies renouvelables aux processus de recyclage pourraient encore renforcer leur durabilité.

Au-delà de l'ACV ex-ante, certaines études sur les processus de recyclage des ETR ont proposé d'étendre l'ACV attributionnelle classique à une ACV conséquentielle afin de développer des modèles dynamiques de système capables de mieux saisir les conséquences économiques et environnementales du recyclage à grande échelle (Jin et al., 2020). Une approche innovante dans le recyclage en fin de vie des ETR est la méthode "allocation au point de substitution" (APOS), qui permet d'obtenir des informations précieuses sur les impacts environnementaux en amont au sein de la chaîne de valeur d'un produit (Schrijvers et al., 2021). Contrairement aux méthodes classiques de recyclage en fin de vie utilisées dans l'ACV attributionnelle, qui se concentrent principalement sur la question de savoir si le recyclage est bénéfique sur le plan environnemental, l'APOS offre une perspective plus large en intégrant la durabilité globale des flux de matériaux. Cette distinction rend l'APOS particulièrement utile pour les organisations cherchant une vision plus complète des impacts environnementaux, au-delà de la seule recyclabilité.

Les ACV appliquées à d'autres processus de recyclage, comme la récupération électrochimique (RE), mettent en évidence sa faible consommation de produits chimiques, un meilleur contrôle du procédé et une réduction de la demande énergétique par rapport aux méthodes pyrométallurgiques et hydrométallurgiques. Cette technique permet la récupération de plusieurs matériaux, tels que les ETR, l'acier, le cuivre, l'or et l'argent (Z. Li et al., 2019). À l'inverse, le processus d'extraction par solvant présente des défis en raison de sa forte dépendance aux solvants organiques de haute pureté, souvent toxiques, générant ainsi des déchets dangereux. Des recherches sont en cours pour identifier des alternatives plus durables et économiques à ce procédé (Vahidi & Zhao, 2016). Une autre méthode innovante, la technologie de dissolution sans acide, utilise du nitrate de cuivre (II) pour dissoudre les copeaux de magnétos NdFeB, supprimant ainsi le besoin d'acides forts (Chowdhury et al., 2021). En recyclant le nitrate de cuivre à l'intérieur du système, cette approche réduit significativement l'utilisation de matières premières et la production de déchets, améliorant ainsi à la fois les performances économiques et environnementales. D'un point de vue environnemental, le recyclage offre systématiquement des avantages par rapport à la production primaire d'ETR. De plus, l'amélioration des taux de récupération et l'utilisation d'une électricité propre jouent un rôle clé dans la réduction supplémentaire de l'empreinte environnementale (Sprecher, Xiao, et al., 2014; Y. Wang et al., 2022).

Les méthodes de recyclage direct, qui préservent le matériau magnétique, sont les plus favorables sur le plan environnemental en raison de la simplicité des étapes de traitement. En revanche, les méthodes indirectes, comme les procédés hydrométallurgiques et pyrométallurgiques, offrent une plus grande flexibilité pour traiter des matériaux d'entrée variés (Schulze, Abbasalizadeh, et al., 2018). Le recyclage

d'aimants à aimants NdFeB est récemment apparu comme un processus de recyclage prometteur et efficace, représentant une alternative plus durable à la production conventionnelle d'aimants. Deux ACV ont été réalisées pour évaluer l'impact environnemental de la production de 1 kg d'aimants NdFeB à partir de matières premières vierges par rapport à 1 kg d'aimants recyclés via le procédé d'aimants à aimants (Jin, Afiuny, et al., 2018; Jin et al., 2016). Comme illustré dans la, les résultats confirment que le recyclage d'aimants à aimants réduit considérablement l'empreinte carbone globale de la production d'aimants NdFeB, principalement en raison de sa dépendance bien plus faible aux ETR nouvellement extraits. Ces conclusions soulignent le potentiel de cette méthode de recyclage pour contribuer à des chaînes d'approvisionnement plus durables, tout en limitant l'épuisement des ressources et les impacts environnementaux (Beylot et al., 2020). De plus, ces résultats ouvrent la voie à des améliorations technologiques pour optimiser le recyclage d'aimants à aimants, en augmentant son efficacité et en maximisant les bénéfices environnementaux.

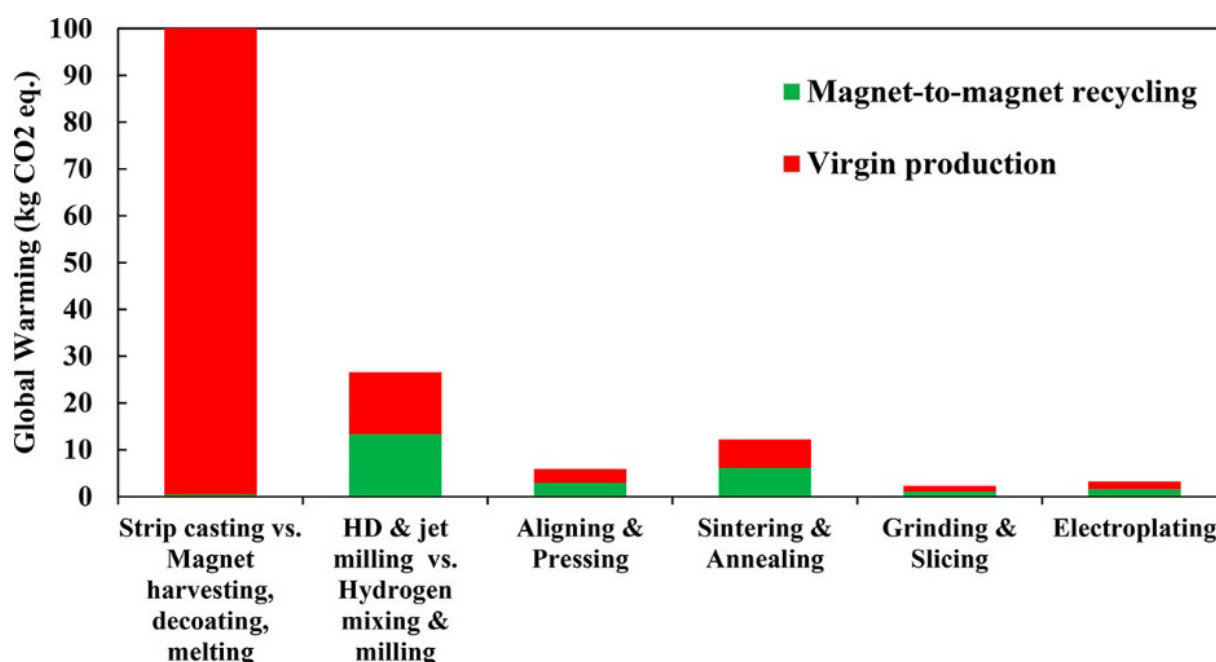


Figure 3.16 Potentiel de réchauffement global de chaque étape du processus dans la production vierge et le recyclage d'aimants à aimants pour 1 kg d'aimants NdFeB. Tirée de (Jin, Afiuny, et al., 2018).

La littérature compare fréquemment divers processus de recyclage des ETR afin de mettre en évidence leurs avantages environnementaux et économiques par rapport à la production primaire. Par exemple, des études ont comparé deux traitements hydrométallurgiques — l'un utilisant HCl, l'autre la chloration en phase solide — ainsi qu'un processus pyrométallurgique. Elles montrent que, bien que des taux élevés de récupération des ETR offrent des avantages économiques, ils peuvent également augmenter l'empreinte environnementale (Becci et al., 2021). Cela souligne l'importance de l'ACV pour affiner les stratégies d'économie circulaire, en trouvant un équilibre entre efficacité de récupération et impact écologique. Une autre comparaison entre extraction par solvant et extraction acide révèle que, bien que l'extraction par solvant soit efficace, elle entraîne des émissions de carbone plus élevées que l'extraction acide (A. H. Hu et al., 2017). L'empreinte carbone estimée est de 10,1 kg CO₂ eq. pour l'extraction acide et de 10,6 kg CO₂ eq. pour l'extraction par solvant (A. H. Hu et al., 2017). Cette analyse suggère que les technologies de recyclage futures pourraient tirer parti de l'équipement à faible consommation énergétique et d'une optimisation des temps de traitement afin de combiner haute efficacité et réduction des émissions de carbone.

Une évaluation plus large de quatre filières de recyclage des ETR—la décrépitiation à l'hydrogène (DH), le traitement hydrométallurgique, la dissolution dans un liquide ionique avec polyamide (PA) et la cuisson alcaline avec époxy—révèle que chaque voie a des impacts environnementaux distincts (Delogu et al., 2023). Les résultats environnementaux montrent que le liquide ionique avec PA est la filière de recyclage la plus impactante pour toutes les catégories d'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) considérées, suivie du liquide ionique avec époxy. En revanche, les procédés DH et hydrométallurgiques sont les moins impactants, leurs charges environnementales restant inférieures à 30 % de celles associées au procédé par liquide ionique (Delogu et al., 2023). Ces données suggèrent que les filières DH et hydrométallurgiques peuvent être des choix plus durables, en particulier pour les applications nécessitant un impact environnemental minimisé. Par conséquent, le choix d'un procédé de recyclage approprié doit prendre en compte à la fois la performance environnementale et l'utilisation prévue des matériaux recyclés afin d'assurer un équilibre entre durabilité et fonctionnalité (Schreiber et al., 2019; Q.-Q. Wang et al., 2025).

De manière générale, ces procédés de recyclage constituent une approche prometteuse pour réduire les risques d'approvisionnement en ETR tout en contribuant à minimiser les impacts environnementaux des méthodes conventionnelles d'extraction et de traitement des ETR (Sanchez Moran et al., 2024). Cependant, ces techniques de recyclage présentent des défis notables. De nombreuses de ces méthodes de recyclage ont montré que les étapes chimiques et énergivores du processus sont des contributeurs majeurs à l'empreinte environnementale globale (Akahori et al., 2014; Surarapu et al., 2022; Vahidi & Zhao, 2017; D. Yang et al., 2019). Ces étapes entraînent souvent des émissions importantes de particules, de métaux lourds et de dioxyde de carbone, et reposent fortement sur les combustibles fossiles (Kossakowska & Grzesik, 2019). De plus, alors que les exigences d'une société durable continuent d'évoluer, les technologies de recyclage doivent rester adaptables pour suivre ces changements constants (Oki et al., 2018). Ainsi, pour que le recyclage reste viable et efficace dans cet environnement dynamique, ces technologies doivent être continuellement mises à jour et optimisées afin de répondre aux nouveaux défis environnementaux et sociaux (Baxter et al., 2016).

3.3.3 Perspectives de recherche

La littérature est très inégalement répartie, avec des points aveugles d'un côté et des enjeux surreprésentés de l'autre.

Une revue de la littérature systématique et robuste de l'économie circulaire (Hunger et al., 2024) permet d'identifier des points aveugles sur la chaîne de valeur circulaire (*Circular Value Chain Blind Spot*). Cette étude s'appuie sur un screening de 1017 abstracts puis un scoping review de 122 articles scientifiques et met à jour **3 points aveugles** :

- Plus de la moitié des articles adoptant une approche d'économie circulaire (approche des 9 R) se concentrent en fait sur le recyclage (57,38%) au détriment des autres piliers de l'économie circulaire. La réparation n'est ainsi étudiée que par 4,9% des articles.
- Les articles portant sur le recyclage se concentrent essentiellement sur les D3E (Déchets d'équipement électriques et électroniques) au détriment des autres flux. Plus spécifiquement, dans la littérature analysée par (Hunger et al., 2024), 74% des articles portant sur le recyclage portent sur le recyclage des D3E.
- Paradoxalement, alors que l'importance du comportement du consommateur dans l'économie circulaire fait consensus, la recherche sur les stratégies concrètes des consommateurs est sous-représentée. Quand des recommandations sont formulées pour le consommateur, elles se limitent à des stratégies d'éducation et de sensibilisation.

Il ressort de cette analyse de la littérature que **les leviers techniques de l'économie circulaire (le recyclage en premier lieu, et dans une moindre mesure la réparation) sont surreprésentés dans la littérature, au détriment des leviers de sobriété** (Refuser, Réduire, Réemployer).

Hunger et al. proposent par ailleurs un agenda de recherche se déclinant en 6 axes pour une meilleure circularité des objets électriques et électroniques, qui contiennent, entre autres, des terres rares :

1. **Nudging** : au-delà de l'éducation du consommateur quant au stockage des D3E et à leur mise au rebut, il s'agirait par exemple de considérer les options et fonctionnalités par défaut et d'orienter différemment le consommateur.
2. **Différenciation** : aujourd'hui, les stratégies des 9R tendent à être pensées de la même façon pour tous les objets électroniques, alors que les fonctionnalités, les infrastructures et les comportements des consommateurs diffèrent en fonction des objets — la longévité et l'attachement à un réfrigérateur ou à un smartphone ne sont pas les mêmes. Il faudrait donc promouvoir des études permettant de différencier les stratégies des 9R en fonction du type d'EEE considéré.
3. **Adopter une perspective systémique** en considérant toutes les parties prenantes en même temps et en attribuant des responsabilités claires à chaque acteur tout au long de la chaîne de valeur.
4. **Aligner la recherche sur la hiérarchie des déchets** telle qu'elle a été définie par la Commission européenne (Directive, 2008/98/EC). Les piliers « Refuser », « Repenser » et « Réduire » sont ainsi rarement étudiés alors qu'ils sont à la base de la stratégie européenne.
5. **Repenser les stratégies tout au long de la chaîne de valeur**, notamment en termes de transparence de l'information pour le consommateur ou encore de pertinence des logos utilisés.
6. **Mieux prendre en compte les facteurs culturels** : Les facteurs culturels, réglementaires et géographiques sont essentiels pour comprendre les obstacles à la mise en oeuvre d'une économie circulaire.

En conclusion, nous observons que la hiérarchie des déchets telle que définie par la Commission européenne ne se traduit pas par des efforts de recherche cohérents avec ce principe. Plus spécifiquement, les leviers de sobriété correspondants aux piliers Refuser, Réduire ou Réutiliser sont encore trop peu étudiés par la littérature, et celle-ci se concentre sur les leviers techniques de l'économie circulaire, recyclage en tête (57% de la littérature). Ce déséquilibre ne permet pas de pleinement comprendre les verrous culturels, institutionnels ou réglementaires qui empêchent la mise en oeuvre d'une économie circulaire au-delà du seul recyclage, notamment pour les objets électriques et électroniques contenant des terres rares. Il s'agit donc d'un défi à relever pour de futures recherches.

3.4 Liste des références du chapitre 3

- Abbasalizadeh, A., Malfliet, A., Seetharaman, S., Sietsma, J., & Yang, Y. (2017). Electrochemical recovery of rare earth elements from magnets : Conversion of rare earth based metals into rare earth fluorides in molten salts. *Materials Transactions*, 58(3), 400-405. (rayyan-726049261). <https://doi.org/10.2320/matertrans.MK201617>
- Abrahami, S. T., Xiao, Y., & Yang, Y. (2015). Rare-earth elements recovery from post-consumer hard-disc drives. *Transactions of the Institutions of Mining and Metallurgy, Section C: Mineral Processing and Extractive Metallurgy*. (rayyan-726049346). <https://doi.org/10.1179/1743285514Y.0000000084>
- Achmad Chusnun Ni'Am, Liu, Y.-H., Wang, Y.-F., Chen, S.-W., Chang, G.-M., & You, S.-J. (2020). Recovery of neodymium from waste permanent magnets by hydrometallurgy using hollow fibre supported liquid membranes. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 1-12. (rayyan-726049303). <https://doi.org/10.15261/serdj.27.69>
- Afroz, R., Muhibbullah, M., Farhana, P., & Morshed, M. N. (2020). Analyzing the intention of the households to drop off mobile phones to the collection boxes : Empirical study in Malaysia. *Ecofeminism and Climate Change*, 1(1), 3-20. <https://doi.org/10.1108/EFCC-03-2020-0004>
- Ahirwar, R., & Tripathi, A. K. (2021). E-waste management : A review of recycling process, environmental and occupational health hazards, and potential solutions. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 15. (rayyan-1251264800). <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100409>
- Akahori, T., Hiroshige, Y., Motoshita, M., Hatayama, H., & Tahara, K. (2014). Assessment of environmental impact of rare earth metals recycling from used magnets. *TMS Annual Meeting*, 1-5. (rayyan-726050975). <https://doi.org/10.1002/9781118888551.ch21>
- Akca-Guler, T., Yuksekdog, A., Kose-Mutlu, B., & Koyuncu, I. (2025). Advances in electrochemical methods for rare earth elements recovery : “A comprehensive review”. *Process Safety and Environmental Protection*, 196, 106897. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.106897>

- Alguacil, F. J., & Robla, J. I. (2023). Recent work on the recovery of rare earths using ionic liquids and deep eutectic solvents. *Minerals*, 13(10), 1288. (rayyan-2244014). <https://doi.org/10.3390/min13101288>
- Alonso-Farinas, B., Rodriguez-Galan, M., Arenas, C., Arroyo Torralvo, F., & Leiva, C. (2020). Sustainable management of spent fluid catalytic cracking catalyst from a circular economy approach. *Waste Management*, 1-10. (rayyan-726049849). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.046>
- Amato, A., Becci, A., Bollero, A., Cerrillo-Gonzalez, M. del M., Cuesta-Lopez, S., Ener, S., Dirba, I., Gutfleisch, O., Innocenzi, V., Montes, M., Sakkas, K., Sokolova, I., Veglio, F., Villen-Guzman, M., Vicente-Barragan, E., Yakoumis, I., & Beolchini, F. (2023). Life cycle assessment of rare earth elements-free permanent magnet alternatives : Sintered ferrite and Mn-Al-C. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. (rayyan-16292739). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.3c02984>
- Ana Beatriz Vitorino De Farias, Talles Barcelos Da Costa, Meuris Gurgel Carlos Da Silva, & Melissa Gurgel Adeodato Vieira. (2021). Cerium recovery from aqueous solutions by bio/adsorption : A review in a circular economy context. *Journal of Cleaner Production*, 1-16. (rayyan-726050312). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129395>
- Anand, A., Singh, R., Abdul Rauf Sheik, Malay Kumar Ghosh, & Sanjay, K. (2019). Leaching of rare earth metals from phosphor coating of waste fluorescent lamps. *Transactions of the Indian Institute of Metals*, 1-12. (rayyan-726050708). <https://doi.org/10.1007/s12666-018-1511-9>
- Andeobu, L., Wibowo, S., & Grandhi, S. (2021). An assessment of e-waste generation and environmental management of selected countries in Africa, europe and North America : A systematic review. *Science of the Total Environment*, 792. (rayyan-1251264326). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148078>
- Andreini, C., Bertini, I., Cavallaro, G., Holliday, G. L., & Thornton, J. M. (2008). Metal ions in biological catalysis : From enzyme databases to general principles. *JBIC, Journal of Biological Inorganic Chemistry*, 13(8), 1205-1218. <https://doi.org/10.1007/s00775-008-0404-5>
- Arrachart, G., Couturier, J., Dourdain, S., Levard, C., & Pellet-Rostaing, S. (2021). Recovery of rare earth elements (REEs) using ionic solvents. *Processes*, 9(7), 1202. (rayyan-726049115). <https://doi.org/10.3390/pr9071202>

- Artiushenko, O., Raphael Freire Da Silva, & Zaitsev, V. (2023). Recent advances in functional materials for rare earth recovery: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 1-20. (rayyan-726049894). <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2023.e00681>
- Artiushenko, O., Rojano, W. S., Nazarkovsky, M., Azevedo, M. F. M. F., Saint’Pierre, T. D., Kai, J., & Zaitsev, V. (2024). Recovery of rare earth elements from waste phosphors using phosphonic acid-functionalized silica adsorbent. *Separation and Purification Technology*. (rayyan-726049916). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125525>
- Assefi, M., Maroufi, S., Yamauchi, Y., & Sahajwalla, V. (2020). Pyrometallurgical recycling of Li-ion, Ni-Cd and Ni-MH batteries: A minireview. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 1-6. (rayyan-726050508). <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2020.01.005>
- Atanassova, M. (2016). Investigation of synergism and selectivity using mixture of two neutral extractants in IL media for lanthanoids extraction. *Separation and Purification Technology*, 169, 253-261. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.06.023>
- Atanassova, M., & Kurteva, V. (2017). Peculiar synergistic extraction behavior of Eu(III) in ionic liquids: Benzoylacetone and CMPO fusion. *Separation and Purification Technology*, 183, 226-236. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.03.033>
- Atanassova, M., & Kurteva, V. (2019). Synergism in the solvent extraction of europium(III) with thenoyltrifluoroacetone and CMPO in methylimidazolium ionic liquids. *Journal of Solution Chemistry*, 48(1), 15-30. <https://doi.org/10.1007/s10953-019-00844-8>
- Auerbach, R., Bokelmann, K., Stauber, R., Gutfleisch, O., Schnell, S., & Ratering, S. (2019). Critical raw materials - advanced recycling technologies and processes: Recycling of rare earth metals out of end of life magnets by bioleaching with various bacteria as an example of an intelligent recycling strategy. *Minerals Engineering*, 1-14. (rayyan-726050144). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.12.022>
- Ayfer Kilicarslan Sahin, Vossenkaul, D., Stoltz, N., Stopic, S., Muhlis Nezihi Saridede, & Friedrich, B. (2017). Selectivity potential of ionic liquids for metal extraction from slags containing rare earth elements. *Hydrometallurgy*, 1-9. (rayyan-726050429). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.12.002>

- Azevedo, D. M. F., Silva, J. A. S., Servulo, E. F. C., Frescura, V. L. A., Dognini, J., & Oliveira, F. J. S. (2019). Recovery of lanthanides from hydrocarbon cracking spent catalyst through chemical and biotechnological strategies. *Journal of Environmental Science and HEALTH Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 1-9. (rayyan-726049515). <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1579539>
- Baba, K., Hiroshige, Y., & Nemoto, T. (2013). Rare-earth magnet recycling. *Hitachi Review*. (rayyan-726051102).
- Baba, Y., Kubota, F., Kamiya, N., & Goto, M. (2011). Selective recovery of dysprosium and neodymium ions by a supported liquid membrane based on ionic liquids. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 1-6. (rayyan-743350841). <https://doi.org/10.15261/serdj.18.193>
- Babbitt, C. W., Althaf, S., Fernanda Cruz Rios, Bilec, M. M., & Graedel, T. E. (2021). The role of design in circular economy solutions for critical materials. *One Earth*, 4(3), 353-362-362. (rayyan-1251264515). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.02.014>
- Babu, C. M., Binnemans, K., & Roosen, J. (2018). Ethylenediaminetriacetic acid-functionalized activated carbon for the adsorption of rare earths from aqueous solutions. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 1-11. (rayyan-726051323). <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.7b04274>
- Balaram, V. (2019). Rare earth elements : A review of applications, occurrence, exploration, analysis, recycling, and environmental impact. *Geoscience Frontiers*, 1-19. (rayyan-726051423). <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2018.12.005>
- Baldé, C. (2024). *Rapport mondial sur les déchets d'équipements électriques et électroniques* (p. 150). Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche (UNITAR), Union internationale des télécommunications (UIT). https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Documents/Publications/2025/d-gen-e_waste.01-2024-pdf-f.pdf
- Banda, R., Forte, F., Onghena, B., & Binnemans, K. (2019). Yttrium and europium separation by solvent extraction with undiluted thiocyanate ionic liquids. *RSC Advances*, 9(9), 4876-4883. <https://doi.org/10.1039/C8RA09797F>
- Bandara, H. M. D., Mantell, M. A., Darcy, J. W., & Emmert, M. H. (2015). Rare earth recycling : Forecast of recoverable Nd from shredder scrap and influence of recycling rates on price volatility. *Journal*

- of Sustainable Metallurgy, 1-10. (rayyan-1273125361). <https://doi.org/10.1007/s40831-015-0019-3>
- Barbosa Botelho Jr, A., Martins, F. P., Cezarino, L. O., Liboni, L. B., Tenorio, J. A. S., & Espinosa, D. C. R. (2023). The sustainable development goals, urban mining, and the circular economy. *Extractive Industries and Society*, 16. (rayyan-1251264756). <https://doi.org/10.1016/j.exis.2023.101367>
- Bart Van Den Bogaert, Havaux, D., Binnemans, K., & Tom Van Gerven. (2015). Photochemical recycling of europium from Eu/Y mixtures in red lamp phosphor waste streams. *Green Chemistry*, 1-7. (rayyan-726049633). <https://doi.org/10.1039/c4gc02140a>
- Barthet, A. (2023). *Caractérisation et échantillonnage de déchets d'équipements électriques et électroniques* (Numéro 2023UPSLM085) [Theses, Université Paris sciences et lettres]. <https://pastel.hal.science/tel-04673327>
- Bashiri, A., Nikzad, A., Maleki, R., Asadnia, M., & Razmjou, A. (2022). Rare earth elements recovery using selective membranes via extraction and rejection. *Membranes*, 12(1), 80-102. <https://doi.org/10.3390/membranes12010080>
- Baudouin, V. (2024). Sobres perspectives—La sobriété à l'assaut du droit. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences De L'environnement*, (Hors-Série 38), Article Hors-Série 38. <https://doi.org/10.4000/12eqw>
- Baxter, J., Lyng, K.-A., Askham, C., & Hanssen, O. J. (2016). High-quality collection and disposal of WEEE : Environmental impacts and resultant issues. *Waste Management*, 57, 17-26-26. (rayyan-1251264246). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.005>
- Becci, A., Beolchini, F., & Amato, A. (2021). Sustainable strategies for the exploitation of end-of-life permanent magnets. *Processes*, 1-12. (rayyan-726049116). <https://doi.org/10.3390/pr9050857>
- Behera, S. S., Panda, S. K., Mandal, D., & Parhi, P. K. (2019). Ultrasound and microwave assisted leaching of neodymium from waste magnet using organic solvent. *Hydrometallurgy*, 1-10. (rayyan-726050420). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2019.02.003>
- Belfqueh, S., Seron, A., Chapron, S., Arrachart, G., & Menad, N. (2023). Evaluating organic acids as alternative leaching reagents for rare earth elements recovery from NdFeB magnets. *Journal of Rare Earths*, 41(4), 621-631. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2022.04.027>

- Bertuol, D. A., Bernardes, A. M., & Tenório, J. A. S. (2006). Spent NiMH batteries : Characterization and metal recovery through mechanical processing. *Journal of Power Sources*, 160(2), 1465-1470. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2006.02.091>
- Beylot, A., Menad, N., Seron, A., Delain, M., Bizouard, A., Ménard, Y., & Villeneuve, J. (2020). Economic assessment and carbon footprint of recycling rare earths from magnets : Evaluation at lab scale paving the way toward industrialization. *Journal of Industrial Ecology*, 1-10. (rayyan-726049414). <https://doi.org/10.1111/jiec.12943>
- Bhuwarka, K., Kirchain, R. E., Olivetti, E. A., & Roth, R. (2023). Quantifying the drivers of long-term prices in materials supply chains. *Journal of Industrial Ecology*, 27(1), 141-154-154. (rayyan-1251263830). <https://doi.org/10.1111/jiec.13355>
- Bian, Y., Guo, S., Jiang, L., Liu, J., Tang, K., & Ding, W. (2016). Recovery of rare earth elements from NdFeB magnet by VIM-HMS method. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-9. (rayyan-726049703). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.5b00852>
- Bian, Y., Guo, S., Jiang, L., Tang, K., & Ding, W. (2015). Extraction of rare earth elements from permanent magnet scraps by FeO-B₂O₃ flux treatment. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-10. (rayyan-726050693). <https://doi.org/10.1007/s40831-015-0009-5>
- Bian, Y.-Y., Guo, S.-Q., Xu, Y.-L., Tang, K., Lu, X.-G., & Ding, W.-Z. (2022). Recovery of rare earth elements from permanent magnet scraps by pyrometallurgical process. *Rare Metals*, 1-6. (rayyan-726050714). <https://doi.org/10.1007/s12598-015-0554-x>
- Binnemans, K., & Jones, P. T. (2014). Perspectives for the recovery of rare earths from end-of-life fluorescent lamps. *Journal of Rare Earths*, 32(3), 195-200. (rayyan-726049812). [https://doi.org/10.1016/S1002-0721\(14\)60051-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0721(14)60051-X)
- Binnemans, K., & Jones, P. T. (2015). Rare earths and the balance problem. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-10. (rayyan-1273125362). <https://doi.org/10.1007/s40831-014-0005-1>
- Binnemans, K., & Jones, P. T. (2017). Solvometallurgy : An emerging branch of extractive metallurgy. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 3(3), 570-600. <https://doi.org/10.1007/s40831-017-0128-2>

- Binnemans, K., Jones, P. T., Blanpain, B., Van Gerven, T., Yang, Y., Walton, A., & Buchert, M. (2013). Recycling of rare earths : A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 51, 1-22. (rayyan-726050367). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.037>
- Binnemans, K., McGuiness, P., & Peter Tom Jones. (2021). Rare-earth recycling needs market intervention. *Nature Reviews Materials*. (rayyan-1273125226). <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00308-w>
- Bocken, N. M. P., Niessen, L., & Short, S. W. (2022). The Sufficiency-Based Circular Economy—An Analysis of 150 Companies. *Frontiers in Sustainability*, 3. <https://doi.org/10.3389/frsus.2022.899289>
- Boelens, P., Bobeth, C., Hinman, N., Weiss, S., Zhou, S., Vogel, M., Drobot, B., Salim Shams Aldin Azzam, Pollmann, K., & Lederer, F. (2022). Peptide functionalized dynabeads for the magnetic carrier separation of rare-earth fluorescent lamp phosphors. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 1-9. (rayyan-726050225). <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2022.169956>
- Boelens, P., Lei, Z., Drobot, B., Rudolph, M., Li, Z., Franzreb, M., Eckert, K., & Lederer, F. (2021). High-gradient magnetic separation of compact fluorescent lamp phosphors : Elucidation of the removal dynamics in a rotary permanent magnet separator. *Minerals*, 11(10), 1116. (rayyan-726051173). <https://doi.org/10.3390/min11101116>
- Bonoli, A., Boninsegni, W., & Foschi, E. (2021). Valorization of rare earth elements from end-of-life fluorescent lamps : A contribution to urban mining. *Detritus*, 15, 67-77-77. (rayyan-1251263686). <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.14089>
- Borges De Lima, I. (2015). Rare earths industry and eco-management : A critical review of recycling and substitutes. *Rare Earths Industry: Technological, Economic, and Environmental Implications*, 1-12. (rayyan-726050639). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802328-0.00019-X>
- Bredol, M., Merikhi, J., Köhler, I., Bechtel, H., & Czarnojan, W. (1994). Emission color tuning of green emitting ZnS-based CRT phosphors. *Journal of Solid State Chemistry*, 110(2), 250-255. <https://doi.org/10.1006/jssc.1994.1166>
- Bressanelli, G., Sacconi, N., Pigosso, D. C. A., & Perona, M. (2020). Circular economy in the WEEE industry : A systematic literature review and a research agenda. *Sustainable Production and*

- Consumption*, 23, 174-188-188. (rayyan-1251264283).
<https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.05.007>
- Brown, R. M., Mirkouei, A., Reed, D., & Thompson, V. (2023). Current nature-based biological practices for rare earth elements extraction and recovery : Bioleaching and biosorption. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 1-22. (rayyan-726049992).
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113099>
- Bruno, G., Diglio, A., Passaro, R., Piccolo, C., & Quinto, I. (2021). Measuring spatial access to the recovery networks for WEEE : An in-depth analysis of the italian case. *International Journal of Production Economics*, 240. (rayyan-1251264718). <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2021.108210>
- Bundgaard, A. M., Huulgaard, R. D., & Remmen, A. (2024). Getting the priorities right in material efficiency : From the ecodesign directive to the ecodesign for sustainable products regulation. *2024 Electronics Goes Green 2024+ (EGG)*, 1-7.
<https://doi.org/10.23919/EGG62010.2024.10631182>
- Burkhardt, C., Van Nielen, S., Awais, M., Bartolozzi, F., Blomgren, J., Ortiz, P., Xicotencatl, M. B., Degri, M., Nayeboossadri, S., & Walton, A. (2023). An overview of hydrogen assisted (direct) recycling of rare earth permanent magnets. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 588, 171475.
<https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2023.171475>
- Cai, K., He, X., Wang, L., Song, Q., Yuan, W., Li, W., Yang, G., Li, J., & Ma, Y. (2025). Heavy metal pollution from standardized e-waste dismantling activities : Pollution index, risk assessment and intervening measures. *Journal of Hazardous Materials*, 484, 136614.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136614>
- Calvo, G., Valero, A., & Valero, A. (2018). Thermodynamic approach to evaluate the criticality of raw materials and its application through a material flow analysis in Europe. *Journal of Industrial Ecology*, 22(4), 839-852-852. (rayyan-1284031309). <https://doi.org/10.1111/jiec.12624>
- Campbell-Johnston, K., Erik Roos Lindgreen, Mondello, G., Teresa Maria Gulotta, Vermeulen, W. J. V., & Salomone, R. (2023). Thermodynamic rarity of electrical and electronic waste : Assessment and policy implications for critical materials. *Journal of Industrial Ecology*, 27(2), 508-521-521. (rayyan-1251263829). <https://doi.org/10.1111/jiec.13374>

- Cassayre, L., Guzhov, B., Zielinski, M., & Biscans, B. (2022). Chemical processes for the recovery of valuable metals from spent nickel metal hydride batteries : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 1-21. (rayyan-726049993). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112983>
- Castro, L., Gomez-Alvarez, H., Gonzalez, F., & Munoz, J. A. (2023). Biorecovery of rare earth elements from fluorescent lamp powder using the fungus aspergillus niger in batch and semicontinuous systems. *Minerals Engineering*, 1-8. (rayyan-726050122). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2023.108215>
- Cesaro, A., Marra, A., Kuchta, K., Belgiorno, V., & E.D. Van Hullebusch. (2018). WEEE management in a circular economy perspective : An overview. *Global Nest Journal*, 20(4), 743-750-750. (rayyan-1251263688). <https://doi.org/10.30955/GNJ.002623>
- Chae, H. J., Kim, Y. D., Kim, B. S., Kim, J. G., & Kim, T.-S. (2014). Experimental investigation of diffusion behavior between molten Mg and Nd—Fe—B magnets. *Journal of Alloys and Compounds*, 586, S143-S149. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2013.02.156>
- Charles, R. G., Douglas, P., Hallin, I. L., Matthews, I., & Liversage, G. (2017). An investigation of trends in precious metal and copper content of RAM modules in WEEE : Implications for long term recycling potential. *Waste Management*, 60, 505-520. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.018>
- Charpentier Poncelet, A., Helbig, C., Loubet, P., Beylot, A., Muller, S., Villeneuve, J., Laratte, B., Thorenz, A., Tuma, A., & Sonnemann, G. (2022). Losses and lifetimes of metals in the economy. *Nature Sustainability*, 5(8), 717-726. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00895-8>
- Chazot, A., Barrat, J.-A., Gaha, M., Jomaah, R., Ognard, J., & Ben Salem, D. (2020). Brain MRIs make up the bulk of the gadolinium footprint in medical imaging. *Journal of Neuroradiology*, 47(4), 259-265. <https://doi.org/10.1016/j.neurad.2020.03.004>
- Chen, J., Huang, C., Wang, Y., Huang, B., & Sun, X. (2016). Extraction behavior of bifunctional ionic liquid [N1888][SOPAA] and TBP for rare earth elements. *Journal of Rare Earths*, 34(12), 1252-1259. [https://doi.org/10.1016/S1002-0721\(16\)60161-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0721(16)60161-8)

- Chen, W., Jiang, J., Lan, X., Zhao, X., Mou, H., & Mu, T. (2019). A strategy for the dissolution and separation of rare earth oxides by novel brønsted acidic deep eutectic solvents. *Green Chemistry*, 21(17), 4748-4756. <https://doi.org/10.1039/C9GC00944B>
- Chen, Y.-C., & Yang, W.-X. (2024). Recycling of a spent residue-fluid-catalytic cracking catalyst into an adsorbent for the removal of copper(II) ions from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114566. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114566>
- Chen, Z., Li, Z., Chen, J., Kallem, P., Banat, F., & Qiu, H. (2022). Recent advances in selective separation technologies of rare earth elements : A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1-16.
- Chenna Rao Borra, Vlugt, T. J. H., Yang, Y., & S. Erik Offerman. (2018). Recovery of cerium from glass polishing waste : A critical review. *Metals*, 1-16. (rayyan-726049164). <https://doi.org/10.3390/met8100801>
- Chowdhury, N. A., Deng, S., Jin, H., Prodius, D., Sutherland, J. W., & Nlebedim, I. C. (2021). Sustainable recycling of rare-earth elements from NdFeB magnet swarf : Techno-economic and environmental perspectives. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-10. (rayyan-726049712). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c05965>
- Chunfa, L., Zhenyuan, L., Yanliang, Z., Jingyuan, C., Liqin, Z., & Li, W. (2017). Selective extraction and recovery of rare earth metals from waste fluorescent powder using alkaline roasting-leaching process. *Journal of Rare Earths*, 1-6. (rayyan-726049800). [https://doi.org/10.1016/S1002-0721\(17\)61006-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0721(17)61006-8)
- Ciacchi, 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-Basel*, 1-17. (rayyan-1273125171). <https://doi.org/10.3390/resources7030059>
- Cimprich, A., Young, S. B., Schrijvers, D., Ku, A. Y., Hagelüken, C., Christmann, P., Eggert, R., Habib, K., Hirohata, A., Hurd, A. J., Lee, M.-H., Peck, D., Petavratzi, E., Luis A. Tercero Espinoza, Wäger, P., & Hool, A. (2023). The role of industrial actors in the circular economy for critical raw materials : A framework with case studies across a range of industries. *Mineral Economics*, 36(2), 301-319-319. (rayyan-1251265066). <https://doi.org/10.1007/s13563-022-00304-8>

- Cizkova, M., Mezricky, D., Rucki, M., Toth, T. M., Nahlik, V., Lanta, V., Bisova, K., Zachleder, V., & Vitova, M. (2019). Bio-mining of lanthanides from red mud by green microalgae. *Molecules*, 24(7), 1-19. (rayyan-2245097). <https://doi.org/10.3390/molecules24071356>
- Coimbra, C., Branco, R., da Silva, P. S. P., Paixão, J. A., Martins, J. M. F., Spadini, L., & Morais, P. V. (2024). Yttrium immobilization through biomineralization with phosphate by the resistant strain *Mesorhizobium qingshengii* J19. *Journal of Applied Microbiology*, 135(7), 1xael56. <https://doi.org/10.1093/jambio/1xael56>
- Cossu, R., & Williams, I. D. (2015). Urban mining : Concepts, terminology, challenges. *Waste Management, Urban Mining*, 45, 1-3. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.040>
- Cotruvo, J. A., Featherston, E. R., Mattocks, J. A., Ho, J. V., & Laremore, T. N. (2018). Lanmodulin : A highly selective lanthanide-binding protein from a lanthanide-utilizing bacterium. *Journal of the American Chemical Society*, 140(44), 15056-15061. <https://doi.org/10.1021/jacs.8b09842>
- Croft, C. F., Almeida, M. I. G. S., Cattrall, R. W., & Kolev, S. D. (2018). Separation of lanthanum(III), gadolinium(III) and ytterbium(III) from sulfuric acid solutions by using a polymer inclusion membrane. *Journal of Membrane Science*, 545, 259-265. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.09.085>
- Cui, J., Wang, Q., Gao, J., Guo, Y., & Cheng, F. (2022). The selective adsorption of rare earth elements by modified coal fly ash based SBA-15. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 1-10. (rayyan-726051434). <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2021.07.033>
- Danieli Braun Vargas, Lucila Maria De Souza Campos, & Monica Maria Mendes Luna. (2024). Brazil's formal E-waste recycling system : From disposal to reverse manufacturing. *Sustainability*, 16(1). (rayyan-1251263504). <https://doi.org/10.3390/su16010066>
- De Marco, I., Caballero, B. M., Chomón, M. J., Laresgoiti, M. F., Torres, A., Fernández, G., & Arnaiz, S. (2008). Pyrolysis of electrical and electronic wastes. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 82(2), 179-183. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.03.011>
- Delogu, M., Berzi, L., F. Del Pero, & Dattilo, C. A. (2023). Definition and sustainability assessment of recycling processes for bonded rare earths permanent magnets used on wind generators.

- Advances in Materials and Processing Technologies*, 1-48. (rayyan-726049506).
<https://doi.org/10.1080/2374068X.2022.2095142>
- Deng, B., Wang, X., Duy Xuan Luong, Carter, R. A., Wang, Z., Tomson, M. B., & Tour, J. M. (2022). Rare earth elements from waste. *Science Advances*, 1-9. (rayyan-726049391).
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abm3132>
- Deng, C., Zhang, X., Guo, F., Wang, S., & Wang, X. (2025). The current status of recycling technology for waste NdFeB resources. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 27(2), 796-811.
<https://doi.org/10.1007/s10163-025-02162-2>
- Deng, Y., Xin, W., Jiang, Y., Wang, P., & Yuan, Y. (2020). Experimental study on recovering rare earths from separation slag of Ni-metal hydride battery wastes by hydrochloric acid leaching. *Transactions of the Indian Institute of Metals*. (rayyan-726050706).
<https://doi.org/10.1007/s12666-020-02057-w>
- Depuydt, D., Dehaen, W., & Binnemans, K. (2017). Docusate ionic liquids: Effect of cation on water solubility and solvent extraction behavior. *ChemPlusChem*, 1-9. (rayyan-726051503).
<https://doi.org/10.1002/cplu.201600592>
- Deshmane, V. G., Islam, S. Z., & Bhave, R. R. (2020). Selective recovery of rare earth elements from a wide range of E-waste and process scalability of membrane solvent extraction. *Environmental Science & Technology*, 1-9. (rayyan-726049763). <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.9B05695>
- Desmarais, M., Pirade, F., Zhang, J., & Rene, E. R. (2020). Biohydrometallurgical processes for the recovery of precious and base metals from waste electrical and electronic equipments : Current trends and perspectives. *Bioresource Technology Reports*, 11, 100526.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100526>
- de Vargas Briao, G., Claudia Batista Lopes, Trindade, T., Carlos Manuel Silva, Meuris Gurgel Carlos Da Silva, & Melissa Gurgel Adeodato Vieira. (2024). NdFeB magnet scrap valorization by leaching and recovery of rare earth metals by sorption on low-cost expanded clay. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 1-11. (rayyan-726050233). <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2023.10.060>

- Devi, N., & Sukla, L. B. (2019). Studies on liquid-liquid extraction of yttrium and separation from other rare earth elements using bifunctional ionic liquids. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 40(1), 46-55. <https://doi.org/10.1080/08827508.2018.1481058>
- Dewulf, B., Nagaphani Kumar Batchu, & Binnemans, K. (2020). Enhanced separation of neodymium and dysprosium by nonaqueous solvent extraction from a polyethylene glycol 200 phase using the neutral extractant cyanex 923. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-8. (rayyan-726049714). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c07207>
- Dhawan, N., & Tanvar, H. (2022). A critical review of end-of-life fluorescent lamps recycling for recovery of rare earth values. *Sustainable Materials and Technologies*, 32, e00401. (rayyan-726049896). <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2022.e00401>
- Díaz, I., Borro, D., Iparraguirre, O., Eizaguirre, M., Ricardo, F. A., Muñoz, N., & Gil, J. J. (2025). Robotic system for automated disassembly of electronic waste : Unscrewing. *Robotics and Computer-Integrated Manufacturing*, 95, 103032. <https://doi.org/10.1016/j.rcim.2025.103032>
- Dietz, M. L. (2006). Ionic liquids as extraction solvents : Where do we stand? *Separation Science and Technology*, 41(10), 2047-2063. <https://doi.org/10.1080/01496390600743144>
- Dietz, M. L., Dzielawa, J. A., Laszak, I., Young, B. A., & Jensen, M. P. (2003). Influence of solvent structural variations on the mechanism of facilitated ion transfer into room-temperature ionic liquids. *Green Chem.*, 5(6), 682-685. <https://doi.org/10.1039/B310507P>
- Directorate-General For Environment (European Commission), Romagnoli, Valentina, Bruijne, Emiel De, Drapeau, Pierrick, Ollion, Louis, & Chretien, Anaëlle. (2022). *Study on options for return schemes of mobile phones, tablets and other small electrical and electronic equipment in the EU*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/237189>
- Dong, Z., Mattocks, J. A., Gauthier J. -P. Deblonde, Hu, D., Jiao, Y., Cotruvo, Jr. J. A., & Park, D. M. (2021). Bridging hydrometallurgy and biochemistry : A protein-based process for recovery and separation of rare earth elements. *ACS Central Science*, 7(11), 1798-1808. (rayyan-2244440). <https://doi.org/10.1021/acscentsci.1c00724>

- Douet, M. (2018). La circulation inverse des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) : Entre consolidation et développement. *Logistique & Management*, 26(1), 3-14. (rayyan-1251265472). <https://doi.org/10.1080/12507970.2017.1384702>
- Du, X., & Graedel, T. E. (2011a). Global In-use stocks of the rare earth elements : A first estimate. *Environmental Science & Technology*, 45(9), 4096-4101. <https://doi.org/10.1021/es102836s>
- Du, X., & Graedel, T. E. (2011b). Global rare earth In-use stocks in NdFeB permanent magnets. *Journal of Industrial Ecology*, 1-8. (rayyan-1273125215). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00362.x>
- Dudarko, O., Kobylinska, N., Kessler, V., & Seisenbaeva, G. (2022). Recovery of rare earth elements from NdFeB magnet by mono- and bifunctional mesoporous silica : Waste recycling strategies and perspectives. *Hydrometallurgy*, 1-14. (rayyan-726050410). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2022.105855>
- Dupont, D., & Binnemans, K. (2015a). Rare-earth recycling using a functionalized ionic liquid for the selective dissolution and revalorization of Y₂O₃:Eu³⁺ from lamp phosphor waste. *Green Chemistry*, 1-14. (rayyan-726049635). <https://doi.org/10.1039/c4gc02107j>
- Dupont, D., & Binnemans, K. (2015b). Recycling of rare earths from NdFeB magnets using a combined leaching/extraction system based on the acidity and thermomorphism of the ionic liquid [hbet][Tf₂N]. *Green Chemistry*, 1-15. (rayyan-726049626). <https://doi.org/10.1039/c5gc00155b>
- Dupont, D., Brullot, W., Bloemen, M., Verbiest, T., & Binnemans, K. (2014). Selective uptake of rare earths from aqueous solutions by EDTA-functionalized magnetic and nonmagnetic nanoparticles. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 6(7), 4980-4988. <https://doi.org/10.1021/am406027y>
- Eheliyagoda, D., Ramanujan, D., Veluri, B., Liu, Q., & Liu, G. (2023). Tracing the multiregional evolution of the global dysprosium demand-supply chain. *Resources, Conservation and Recycling*, 199. (rayyan-1251264394). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107245>
- El Bouchtioui, L. (2023). Le cadre réglementaire des déchets d'équipements électriques et électroniques : De la conception à la fin de vie des équipements électriques et électroniques (Numéro 2023BORDO491) [Theses, Université de Bordeaux]. <https://theses.hal.science/tel-05140460>
- Eldosouky, A., & Škulj, I. (2018). Hydrogen reaction with SmCo compounds : Literature review. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 4(4), 516-527. <https://doi.org/10.1007/s40831-018-0195-z>

- Emmanuel Yaw Owusu-Fordjour, & Yang, X. (2023). Bioleaching of rare earth elements challenges and opportunities : A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1-12. (rayyan-726050278). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110413>
- Eric, W., Ramzy, K., Braden, A., Edward, K., Junbeum, K., & Ming, X. (2008). Environmental, social, and economic implications of global reuse and recycling of personal computers. *Environmental Science & Technology*, 42(17), 6446-6454-6454. (rayyan-1251265635). <https://doi.org/10.1021/es702255z>
- Ferella, F., Leone, S., Innocenzi, V., Ida De Michelis, Taglieri, G., & Gallucci, K. (2019). Synthesis of zeolites from spent fluid catalytic cracking catalyst. *Journal of Cleaner Production*, 1-17. (rayyan-726051408). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.175>
- Fiksel, J. (1996). Achieving eco-efficiency through design for environment. *Environmental Quality Management*, 5(4), 47-54. <https://doi.org/10.1002/tqem.3310050407>
- Florek, J., Mushtaq, A., Larivière, D., Cantin, G., Fontaine, F.-G., & Kleitz, F. (2015). Selective recovery of rare earth elements using chelating ligands grafted on mesoporous surfaces. *RSC Advances*, 5(126), 103782-103789. <https://doi.org/10.1039/C5RA21027E>
- Franco, M. A., & Groesser, S. N. (2021). A systematic literature review of the solar photovoltaic value chain for a circular economy. *Sustainability*, 13(17). (rayyan-1251263543). <https://doi.org/10.3390/su13179615>
- Ganguli, R., & Cook, D. R. (2018). Rare earths : A review of the landscape. *MRS Energy & Sustainability*, 1-16. (rayyan-726049300). <https://doi.org/10.1557/mre.2018.7>
- Gao, X., Zhang, L., Zhang, L., Ren, Q., & Qu, X. (2021). Transfer of rare earth to alloy and inclusion during slag-metal reaction. *Metallurgical Research & Technology*, 118(4), 414-419. <https://doi.org/10.1051/metall/2021057>
- Garcier, R. J., & Verrax, F. (2017). Critical but disposed of : Making sense of the limits to rare earths' recycling in Europe. *Flux*, 108(2), 51-63-63. (rayyan-1251263478). <https://doi.org/10.3917/flux1.108.0051>

- Garvey, S. L., & Dietz, M. L. (2014). Ionic liquid anion effects in the extraction of metal ions by macrocyclic polyethers. *Separation and Purification Technology*, 123, 145-152. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.12.005>
- Gaustad, G., Krystofik, M., Bustamante, M., & Badami, K. (2018). Circular economy strategies for mitigating critical material supply issues. *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 24-33-33. (rayyan-1251264453). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.002>
- Ge, Z., Geng, Y., Dong, F., Liang, J., & Zhong, C. (2022). Towards carbon neutrality : Improving resource efficiency of the rare earth elements in China. *Frontiers in Environmental Science*, 10. (rayyan-1251263666). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.962724>
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The circular economy — a new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757-768. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>
- Gergoric, M., Barrier, A., & Retegan, T. (2019). Recovery of rare-earth elements from neodymium magnet waste using glycolic, maleic, and ascorbic acids followed by solvent extraction. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-12. (rayyan-726050674). <https://doi.org/10.1007/s40831-018-0200-6>
- Gergoric, M., Ekberg, C., Foreman, M. R. S. J., Steenari, B.-M., & Retegan, T. (2017). Characterization and leaching of neodymium magnet waste and solvent extraction of the rare-earth elements using TODGA. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-8. (rayyan-726050683). <https://doi.org/10.1007/s40831-017-0122-8>
- Gergoric, M., Ekberg, C., Steenari, B.-M., & Retegan, T. (2017). Separation of heavy rare-earth elements from light rare-earth elements via solvent extraction from a neodymium magnet leachate and the effects of diluents. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-10. (rayyan-726050685). <https://doi.org/10.1007/s40831-017-0117-5>
- Gergoric, M., Ravaux, C., Steenari, B.-M., Espegren, F., & Retegan, T. (2018). Leaching and recovery of rare-earth elements from neodymium magnet waste using organic acids. *Metals*, 8(9), 721. (rayyan-726049166). <https://doi.org/10.3390/met8090721>

- Geyer, R., & Blass, V. D. (2010). The economics of cell phone reuse and recycling. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 47(5), 515-525-525. (rayyan-1251265159). <https://doi.org/10.1007/s00170-009-2228-z>
- Ghorbani, Y., Ilankoon, I. M. S. K., Dushyantha, N., & Nwaila, G. T. (2025). Rare earth permanent magnets for the green energy transition : Bottlenecks, current developments and cleaner production solutions. *Resources, Conservation and Recycling*, 212, 107966. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107966>
- Giani De Vargas Briao, Meuris Gurgel Da Silva, & Melissa Gurgel Adeodato Vieira. (2022). Adsorption potential for the concentration and recovery of rare earth metals from NdFeB magnet scrap in the hydrometallurgical route : A review in a circular economy approach. *Journal of Cleaner Production*, 1-17. (rayyan-726050304). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135112>
- Giese, E. C., & Jordão, C. S. (2019). Biosorption of lanthanum and samarium by chemically modified free bacillus subtilis cells. *Applied Water Science*, 9(8), 182-189. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1052-3>
- Gkika, D. A., Chalaris, M., & Kyzas, G. Z. (2024). Review of methods for obtaining rare earth elements from recycling and their impact on the environment and human health. *Processes*, 12(6), 1235. <https://doi.org/10.3390/pr12061235>
- Gómez, M., Grimes, S., Qian, Y., Feng, Y., & Fowler, G. (2023). Critical and strategic metals in mobile phones : A detailed characterisation of multigenerational waste mobile phones and the economic drivers for recovery of metal value. *Journal of Cleaner Production*, 419, 138099. (rayyan-1284423991). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138099>
- Gong, B., Gao, Y., Li, K. W., Liu, Z., & Huang, J. (2024). Cooperate or compete ? A strategic analysis of formal and informal electric vehicle battery recyclers under government intervention. *International Journal of Logistics Research and Applications*, 27(1), 149-169-169. (rayyan-1251264071). <https://doi.org/10.1080/13675567.2022.2047621>
- Good, N. M., Kang-Yun, C. S., Su, M. Z., Zytnick, A. M., Barber, C. C., Vu, H. N., Grace, J. M., Nguyen, H. H., Zhang, W., Skovran, E., Fan, M., Park, D. M., & Norma Cecilia Martinez-Gomez. (2023). Scalable and consolidated microbial platform for rare earth element leaching and recovery from

- waste sources. *Environmental Science & Technology*, 1-10. (rayyan-726049775).
<https://doi.org/10.1021/acs.est.3c06775>
- Govindan, K., & Hasanagic, M. (2018). A systematic review on drivers, barriers, and practices towards circular economy : A supply chain perspective. *International Journal of Production Research*, 56(1-2), 278-311. <https://doi.org/10.1080/00207543.2017.1402141>
- Govindan, K., Soleimani, H., & Kannan, D. (2015). Reverse logistics and closed-loop supply chain : A comprehensive review to explore the future. *European Journal of Operational Research*, 240(3), 603-626. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2014.07.012>
- Graedel, T. E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B. K., Sibley, S. F., & Sonnemann, G. (2011). What do we know about metal recycling rates? *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 355-366. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>
- Graedel, T. E., Harper, E. M., Nassar, N. T., Nuss, P., & Reck, B. K. (2015). Criticality of metals and metalloids. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(14), 4257-4262. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500415112>
- Graedel, T. E., Reck, B. K., & Miatto, A. (2022). Alloy information helps prioritize material criticality lists. *Nature Communications*, 13(1). (rayyan-1251264161). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27829-w>
- Granata, G., Pagnanelli, F., Moscardini, E., Takacova, Z., Havlik, T., & Toro, L. (2012). Simultaneous recycling of nickel metal hydride, lithium ion and primary lithium batteries : Accomplishment of European guidelines by optimizing mechanical pre-treatment and solvent extraction operations. *Journal of Power Sources*, 212, 205-211. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2012.04.016>
- Gravel, S., Roberge, B., Calosso, M., Gagne, S., Lavoie, J., & Labreche, F. (2023). Occupational health and safety, metal exposures and multi-exposures health risk in canadian electronic waste recycling facilities. *Waste Management*, 1-10. (rayyan-726049842).
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.04.026>
- Gu, X., Ieromonachou, P., Zhou, L., & Tseng, M.-L. (2018). Developing pricing strategy to optimise total profits in an electric vehicle battery closed loop supply chain. *Journal of Cleaner Production*, 203, 376-385-385. (rayyan-1251264683). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.209>

- Gui, L., Atasu, A., Ergun, Ö., & L. Beril Toktay. (2013). Implementing extended producer responsibility legislation. *Journal of Industrial Ecology*, 17(2), 262-276-276. (rayyan-1251263862). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00574.x>
- Gujar, R. B., Verma, P. K., Ansari, S. A., & Mohapatra, P. K. (2019). Complexation of 2-thenoyltrifluoroacetone (HTTA) with trivalent f-cations in an ionic liquid : Solvent extraction and spectroscopy studies. *New Journal of Chemistry*, 43(34), 13675-13680. <https://doi.org/10.1039/C9NJ03177D>
- Guo, C., Wei, Y., Yan, L., Li, Z., Qian, Y., Liu, H., Li, Z., Li, X., Wang, Z., & Wang, J. (2020). Rare earth elements exposure and the alteration of the hormones in the hypothalamic-pituitary-thyroid (HPT) axis of the residents in an e-waste site : A cross-sectional study. *Chemosphere*, 1-7. (rayyan-726050536). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126488>
- Gupta, N. K., Gupta, A., Ramteke, P., Sahoo, H., & Sengupta, A. (2019). Biosorption-a green method for the preconcentration of rare earth elements (REEs) from waste solutions : A review. *Journal of Molecular Liquids*, 274, 148-164. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.10.134>
- Guyonnet, D., Planchon, M., Rollat, A., & Tuduri, J. (2016). Dynamic representation of flows and stocks of metals in the economy. *WEEE Recycling: Research, Development, and Policies*, 1-22. (rayyan-1273125357). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803363-0.00002-X>
- Guzhov, B., Cassayre, L., Barnabé, A., Coppey, N., & Biscans, B. (2023). Selective precipitation of rare earth double sulfate salts from industrial Ni—MH battery leachates : Impact of downstream processing on product quality. *Batteries-Basel*, 1-24. (rayyan-726049207). <https://doi.org/10.3390/batteries9120574>
- Habib, K. (2019). A product classification approach to optimize circularity of critical resources—The case of NdFeB magnets. *Journal of Cleaner Production*, 230, 90-97-97. (rayyan-1251264673). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.048>
- Habib, K., Schibye, P. K., Vestbo, A. P., Dall, O., & Wenzel, H. (2014). Material flow analysis of NdFeB magnets for Denmark : A comprehensive waste flow sampling and analysis approach. *Environmental Science & Technology*, 1-9. (rayyan-1273125229). <https://doi.org/10.1021/es501975y>

- Habib, K., & Wenzel, H. (2014). Exploring rare earths supply constraints for the emerging clean energy technologies and the role of recycling. *Journal of Cleaner Production, Special Volume: The sustainability agenda of the minerals and energy supply and demand network: an integrative analysis of ecological, ethical, economic, and technological dimensions*, 84, 348-359. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.035>
- Habibzadeh, A., Kucuker, M. A., & Gökelma, M. (2023). Review on the parameters of recycling NdFeB magnets via a hydrogenation process. *ACS Omega*, 8(20), 17431-17445. (rayyan-726049720). <https://doi.org/10.1021/acsomega.3c00299>
- Hagelüken, C., Lee-Shin, J. U., Carpentier, A., & Heron, C. (2016). The EU circular economy and its relevance to metal recycling. *Recycling*, 1(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/recycling1020242>
- Halkos, G. E., & Aslanidis, P.-S. C. (2024). Reviewing the integrated institutional waste-related framework for circular economy in the European union. *Waste Management Bulletin*, 2(3), 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.06.002>
- Hamano, M. (1995). Overview and outlook of bonded magnets in Japan. *Journal of Alloys and Compounds*, 222(1-2), 8-12. [https://doi.org/10.1016/0925-8388\(94\)04903-3](https://doi.org/10.1016/0925-8388(94)04903-3)
- Han, K. N. (2020). Characteristics of precipitation of rare earth elements with various precipitants. *Minerals*, 10(2), 178-190. <https://doi.org/10.3390/min10020178>
- He, L., Ji, W., Yin, Y., & Sun, W. (2018a). Study on alkali mechanical activation for recovering rare earth from waste fluorescent lamps. *Journal of Rare Earths*, 36(1), 108-112. (rayyan-726050207). <https://doi.org/10.1016/j.jre.2017.05.016>
- He, L., Ji, W., Yin, Y., & Sun, W. (2018b). Study on alkali mechanical activation for recovering rare earth from waste fluorescent lamps. *Journal of Rare Earths*, 1-5. (rayyan-726050207). <https://doi.org/10.1016/j.jre.2017.05.016>
- Hegazy, A. S., Soliman, H. M., Mowafy, A. M., & Mohamedin, A. H. (2025). Bioleaching of lanthanum from nickel metal hydride dry battery using siderophores produced by pseudomonas sp. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 41(2), 39-52. <https://doi.org/10.1007/s11274-025-04250-9>

- Heim, M., Wirth, F., Boschert, L., & Fleischer, J. (2023). An approach for the disassembly of permanent magnet synchronous rotors to recover rare earth materials. *Procedia CIRP*, 116, 71-76. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2023.02.013>
- Hense, P., Reh, K., Franke, M., Aigner, J., Hornung, A., & Contin, A. (2015). Pyrolysis of waste electrical and electronic equipment (weee) for recovering metals and energy : Previous achievements and current approaches. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(7), 1637-1647. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.175>
- Hirajima, T., Sasaki, K., Bissombolo, A., Hirai, H., Hamada, M., & Tsunekawa, M. (2005). Feasibility of an efficient recovery of rare earth-activated phosphors from waste fluorescent lamps through dense-medium centrifugation. *Separation and Purification Technology*, 44(3), 197-204. (rayyan-726049967). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2004.12.014>
- Hoenderdaal, S., Luis Tercero Espinoza, Marscheider-Weidemann, F., & Graus, W. (2013). Can a dysprosium shortage threaten green energy technologies? *Energy*, 49, 344-355. (rayyan-726051429). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.10.043>
- Holgersson, S., Steenari, B.-M., Björkman, M., & Cullbrand, K. (2018). Analysis of the metal content of small-size waste electric and electronic equipment (WEEE) printed circuit boards—part 1: Internet routers, mobile phones and smartphones. *Resources, Conservation and Recycling*, 133, 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.02.011>
- Hopfe, S., Konsulke, S., Barthen, R., Lehmann, F., Kutschke, S., & Pollmann, K. (2018). Screening and selection of technologically applicable microorganisms for recovery of rare earth elements from fluorescent powder. *Waste Management*, 1-10. (rayyan-726049859). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.030>
- Horn, S., Salo, H., & Nissinen, A. (2023). Promoting ecodesign implementation: The role and development areas of national public policy. *Environmental Policy and Governance*, 33(5), 474-488. <https://doi.org/10.1002/eet.2044>
- Horta Arduin, R., Mathieux, F., Huisman, J., Blengini, G. A., Charbuillet, C., Wagner, M., Baldé, C. P., & Perry, N. (2020). Novel indicators to better monitor the collection and recovery of (critical) raw

- materials in WEEE : Focus on screens. *Resources, Conservation and Recycling*, 157, 104772. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104772>
- Hosseinizadeh, F., Seyed Omid Rastegar, & Ashengroph, M. (2021). Bioleaching of rare earth elements from spent automobile catalyst as pretreatment method to improve Pt and pd recovery : Process optimization and kinetic study. *Process Biochemistry*, 1-7. (rayyan-726050078). <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2021.03.022>
- Hsu, W.-T., Domenech, T., & McDowall, W. (2021). How circular are plastics in the EU? : MFA of plastics in the EU and pathways to circularity. *Cleaner Environmental Systems*, 2, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2020.100004>
- Hu, A. H., Kuo, C.-H., Huang, L. H., & Su, C.-C. (2017). Carbon footprint assessment of recycling technologies for rare earth elements : A case study of recycling yttrium and europium from phosphor. *Waste Management*, 1-10. (rayyan-726049871). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.032>
- Hu, Y., Drouin, E., Lariviere, D., Kleitz, F., & Fontaine, F.-G. (2017). Highly efficient and selective recovery of rare earth elements using mesoporous silica functionalized by preorganized chelating ligands. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 9(44), 38584-38593. (rayyan-2245344). <https://doi.org/10.1021/acsami.7b12589>
- Hua, H., Yasuda, K., & Nohira, T. (2022). Highly efficient and precise electrolysis separation of dysprosium from neodymium for magnet scrap recycling in molten salt. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-7. (rayyan-726051311). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c02482>
- Hua, Z., Geng, A., Tang, Z., Zhao, Z., Liu, H., Yao, Y., & Yang, Y. (2019). Decomposition behavior and reaction mechanism of Ce_{0.67}Tb_{0.33}MgAl₁₁O₁₉ during Na₂CO₃ assisted roasting : Toward efficient recycling of Ce and Tb from waste phosphor. *Journal of Environmental Management*, 1-11. (rayyan-726050264). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109383>
- Hua, Z., Liu, H., Wang, J., He, J., Xiao, S., Xiao, Y., & Yang, Y. (2017). Electrochemical behavior of neodymium and formation of Mg-Nd alloys in molten chlorides. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-8. (rayyan-726051306). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b01708>

- Hua, Z. S., Wang, L., Wang, J., Xiao, Y. P., Yang, Y. X., Zhao, Z., & Liu, M. J. (2015). Extraction of rare earth elements from NdFeB scrap by AlF₃-NaF melts. *Materials Science and Technology*, 1-5. (rayyan-726049347). <https://doi.org/10.1179/1743284714Y.00000000672>
- Hua, Z., Wang, J., Wang, L., Zhao, Z., Li, X., Xiao, Y., & Yang, Y. (2014). Selective extraction of rare earth elements from NdFeB scrap by molten chlorides. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-8. (rayyan-726049659). <https://doi.org/10.1021/sc5004456>
- Huang, D. Y., Liu, C., Draetta, L., & Puel, G. (2012). La genèse de l'éco-conception en Chine dans le secteur des TIC, une exportation européenne. *VertigO. La revue internationale en sciences de l'environnement*, (12-2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.12624>
- Huang, H., Tong, X., Cai, Y., & Tian, H. (2020). Gap between discarding and recycling : Estimate lifespan of electronic products by survey in formal recycling plants in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 156. (rayyan-1251264437). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104700>
- Huiyun, J., Xu, M., & Zhou, L. (2019). Collaborative collection effort strategies based on the « internet plus recycling » business model. *Journal of Cleaner Production*, 241. (rayyan-1251265431). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118120>
- Hunger, T., Arnold, M., & Ulber, M. (2024). Circular value chain blind spot—A scoping review of the 9R framework in consumption. *Journal of Cleaner Production*, 440. (rayyan-1251264603). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.140853>
- Ida Mae De Waal. (2023). The legal transition towards a more circular electrical and electronic equipment chain-a case study of the Netherlands. *Sustainability*, 15(2). (rayyan-1251263512). <https://doi.org/10.3390/su15020935>
- Iftekhhar, S., Heidari, G., Amanat, N., Ehsan Nazarzadeh Zare, Muhammad Bilal Asif, Hassanpour, M., Vesa Pekka Lehto, & Sillanpaa, M. (2022). Porous materials for the recovery of rare earth elements, platinum group metals, and other valuable metals : A review. *Environmental Chemistry Letters*, 1-50. (rayyan-726050800). <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01486-x>
- Iglesias-Embil, M., Valero, A., Ortego, A., Villacampa, M., Vilaro, J., & Villalba, G. (2020). Raw material use in a battery electric car—A thermodynamic rarity assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 1-11. (rayyan-8828408). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104820>

- Imam, E. A., Hashem, A. I., Lu, X., Tolba, A. A., Mahfouz, M. G., Xin, J., Ibrahim El-Tantawy El-Sayed, Mohamady, S. I., Ahmed, A. A. S., Galhoum, A. A., & Guibal, E. (2024). Nd(III) sorption using aminophosphonate-based sorbents — sorption properties and application to the treatment of REE concentrate. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1-16. (rayyan-726050503). <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2024.133339>
- Inghels, D., & Bahlmann, M. D. (2021). Hibernation of mobile phones in the Netherlands : The role of brands, perceived value, and incentive structures. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-14. (rayyan-1273125267). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105178>
- Innocenzi, V., Ferella, F., Ida De Michelis, & Veglio, F. (2015). Treatment of fluid catalytic cracking spent catalysts to recover lanthanum and cerium : Comparison between selective precipitation and solvent extraction. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 1-6. (rayyan-726050236). <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.09.014>
- Innocenzi, V., Nicole Maria Ippolito, Pietrelli, L., Centofanti, M., Piga, L., & Veglio, F. (2018). Application of solvent extraction operation to recover rare earths from fluorescent lamps. *Journal of Cleaner Production*, 1-13. (rayyan-726050349). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.129>
- Innocenzi, V., Nicolo Maria Ippolito, Ida De Michelis, Prisciandaro, M., Medici, F., & Veglio, F. (2017). A review of the processes and lab-scale techniques for the treatment of spent rechargeable NiMH batteries. *Journal of Power Sources*, 1-17. (rayyan-726050211). <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.07.034>
- Iovinella, M., Palmieri, M., Papa, S., Auciello, C., Ventura, R., Lombardo, F., Race, M., Lubritto, C., M. R. Di Cicco, Davis, S. J., Trifuoggi, M., Marano, A., & Ciniglia, C. (2023). Biosorption of rare earth elements from luminophores by *G. sulphuraria* (cyanidiophytina, rhodophyta). *Environmental Research*, 1-7. (rayyan-726051425). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117281>
- Ippolito, N. M., Ferella, F., Innocenzi, V., Trapasso, F., Passeri, D., Belardi, G., & Vegliò, F. (2021). Effect of mechanical activation on terbium dissolution from waste fluorescent powders. *Minerals Engineering*, 167, 106906. (rayyan-726050131). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.106906>

- Isernia, R., Passaro, R., Quinto, I., & Thomas, A. (2019). The reverse supply chain of the E-waste management processes in a circular economy framework : Evidence from Italy. *Sustainability*, 11(8). (rayyan-1251263562). <https://doi.org/10.3390/su11082430>
- Isildar, A., Rene, E. R., van Hullebusch, E. D., & Lens, P. N. L. (2018). Electronic waste as a secondary source of critical metals : Management and recovery technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-17. (rayyan-726050052). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.031>
- Islam, & Huda, N. (2018). Reverse logistics and closed-loop supply chain of waste electrical and electronic equipment (WEEE)/E-waste : A comprehensive literature review. *Resources, Conservation and Recycling*, 137, 48-75-75. (rayyan-1251264448). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.026>
- Islam, M. T., Dias, P., & Huda, N. (2020). Waste mobile phones : A survey and analysis of the awareness, consumption and disposal behavior of consumers in Australia. *Journal of Environmental Management*, 275, 111111. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111111>
- Islam, Md. T., Abdullah, A. B., Shahir, S. A., Kalam, M. A., Masjuki, H. H., Shumon, R., & Rashid, Md. H. (2016). A public survey on knowledge, awareness, attitude and willingness to pay for WEEE management : Case study in Bangladesh. *Journal of Cleaner Production*, 137, 728-740. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.111>
- Islam, S. Z., Wagh, P., James Eli Jenkins, Zarzana, C., Foster, M., & Bhave, R. (2022). Process scale-up of an energy-efficient membrane solvent extraction process for rare earth recycling from electronic wastes. *Advanced Engineering Materials*, 1-12. (rayyan-726050959). <https://doi.org/10.1002/adem.202200390>
- Itakura, T., Sasai, R., & Itoh, H. (2006). Resource recovery from Nd—Fe—B sintered magnet by hydrothermal treatment. *Journal of Alloys and Compounds*, 408-412, 1382-1385. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2005.04.088>
- Itoh, M., Miura, K., & Machida, K. (2009). Novel rare earth recovery process on Nd—Fe—B magnet scrap by selective chlorination using NH₄Cl. *Journal of Alloys and Compounds*, 1-4. (rayyan-726051621). <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2008.10.036>

- Jang, M., Hong, S. M., & Park, J. K. (2005). Characterization and recovery of Mercury from spent fluorescent lamps. *Waste Management*, 25(1), 5-14. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.008>
- Jensen, M. P., Borkowski, M., Laszak, I., Beitz, J. V., Rickert, P. G., & Dietz, M. L. (2012). Anion effects in the extraction of lanthanide 2-thenoyltrifluoroacetone complexes into an ionic liquid. *Separation Science and Technology*, 47(2), 233-243. <https://doi.org/10.1080/01496395.2011.620586>
- Jessika Luth Richter. (2017). The complexity of value : Considerations for WEEE, experience from lighting products, and implications for policy. *2016 Electronics Goes Green 2016+, EGG 2016*, 1-9. (rayyan-1273125217). <https://doi.org/10.1109/EGG.2016.7829877>
- Jiang, M., Ohnuki, T., & Utsunomiya, S. (2018). Biomineralization of middle rare earth element samarium in yeast and bacteria systems. *Geomicrobiology Journal*, 35(5), 375-384. <https://doi.org/10.1080/01490451.2017.1377320>
- Jiang, Y., Shibayama, A., Liu, K., & Fujita, T. (2005). A hydrometallurgical process for extraction of lanthanum, yttrium and gadolinium from spent optical glass. *Hydrometallurgy*, 76(1-2), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2004.06.010>
- Jin, H., Afiuny, P., Dove, S., Furlan, G., Zakotnik, M., Yih, Y., & Sutherland, J. W. (2018). Life cycle assessment of neodymium-iron-boron magnet-to-magnet recycling for electric vehicle motors. *Environmental Science & Technology*, 1-7. (rayyan-1273125237). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05442>
- Jin, H., Afiuny, P., McIntyre, T., Yih, Y., & Sutherland, J. W. (2016). Comparative life cycle assessment of NdFeB magnets : Virgin production versus magnet-to-magnet recycling. *Procedia CIRP*, 1-6. (rayyan-16292753). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.013>
- Jin, H., Byung Duk Song, Mendis, G., Yih, Y., & Sutherland, J. W. (2018). A location-allocation model for sustainable NdFeB magnet recovery under uncertainties. *CIRP Annals-Manufacturing Technology*, 1-4. (rayyan-1273125347). <https://doi.org/10.1016/j.cirp.2018.04.050>
- Jin, H., Byung Duk Song, Yih, Y., & Sutherland, J. W. (2019). A bi-objective network design for value recovery of neodymium-iron-boron magnets : A case study of the United States. *Journal of Cleaner Production*, 1-13. (rayyan-1273125311). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.101>

- Jin, H., Frost, K., Sousa, I., Ghaderi, H., Bevan, A., Zakotnik, M., & Handwerker, C. (2020). Life cycle assessment of emerging technologies on value recovery from hard disk drives. *Resources, Conservation and Recycling*, 157. (rayyan-1251264436). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104781>
- Jin, H., Reed, D. W., Thompson, V. S., Fujita, Y., Jiao, Y., Crain-Zamora, M., Fisher, L., Scalzone, K., Griffel, M., Hartley, D., & Sutherland, J. W. (2019). Sustainable bioleaching of rare earth elements from industrial waste materials using agricultural wastes. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-9. (rayyan-726049686). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b02584>
- Jin, H., Yih, Y., & Sutherland, J. W. (2018). Modeling operation and inventory for rare earth permanent magnet recovery under supply and demand uncertainties. *Journal of Manufacturing Systems*, 1-8. (rayyan-1273125291). <https://doi.org/10.1016/j.jmsy.2017.11.002>
- Johansson, N., Krook, J., Eklund, M., & Berglund, B. (2013). An integrated review of concepts and initiatives for mining the technosphere : Towards a new taxonomy. *Journal of Cleaner Production, Special Volume: Urban and Landfill Mining*, 55, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.04.007>
- Jones, P. T., Geysen, D., Tielemans, Y., Van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Quaghebeur, M., & Hoekstra, N. (2013). Enhanced landfill mining in view of multiple resource recovery : A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 55, 45-55-55. (rayyan-1251265695). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>
- Jouini, M., Royer-Lavallee, A., Pabst, T., Chung, E., Kim, R., Cheong, Y.-W., & Neculit, C. M. (2022). Sustainable production of rare earth elements from mine waste and geoethics. *Minerals*, 12(7), 1-17. (rayyan-1279579842). <https://doi.org/10.3390/min12070809>
- Jowitt, S. M., Werner, T. T., Weng, Z., & Mudd, G. M. (2018). Recycling of the rare earth elements. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 1-7. (rayyan-726050509). <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2018.02.008>
- Jung, H., Su, Z., Inaba, Y., West, A. C., & Banta, S. (2023). Genetic modification of acidithiobacillus ferrooxidans for rare-earth element recovery under acidic conditions. *Environmental Science & Technology*, 1-10. (rayyan-726049777). <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05772>

- Jyothi, R. K., Thenepalli, T., Ahn, J. W., Parhi, P. K., Chung, K. W., & Lee, J.-Y. (2020). Review of rare earth elements recovery from secondary resources for clean energy technologies: Grand opportunities to create wealth from waste. *Journal of Cleaner Production*, 1-26. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122048>
- Kama, K. (2015). Circling the economy: Resource-making and marketization in EU electronic waste policy. *Area*, 47(1), 16-23-23. (rayyan-1251265609). <https://doi.org/10.1111/area.12143>
- Kama, M., & Shiratori, T. (2016). Contribution of Asian industries to hazardous substances management and E-waste recycling. *Engineering Journal*, 20(4), 1-10-10. (rayyan-1251263465). <https://doi.org/10.4186/ej.2016.20.4.1>
- Kampker, A., Heimes, H. H., Offermanns, C., Frieges, M. H., Graaf, M., Natalia Soldan Cattani, & Spaeth, B. (2023). Cost-benefit analysis of downstream applications for retired electric vehicle batteries. *World Electric Vehicle Journal*, 14(4). (rayyan-1284424010). <https://doi.org/10.3390/wevj14040110>
- Kang, X., Csetenyi, L., & Gadd, G. M. (2023). Fungal biorecovery of cerium as oxalate and carbonate biominerals. *Fungal Biology*, 127(7-8), 1187-1197. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2022.07.006>
- Kang, X., Csetenyi, L., & Geoffrey Michael Gadd. (2021). Colonization and bioweathering of monazite by *aspergillus niger*: Solubilization and precipitation of rare earth elements. *Environmental Microbiology*, 23(7), 3970-3986. (rayyan-17587656). <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15402>
- Karal, E., Kucuker, M. A., Demirel, B., Copty, N. K., & Kuchta, K. (2021). Hydrometallurgical recovery of neodymium from spent hard disk magnets: A life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 288, 1-11. (rayyan-756951944). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125087>
- Karali, N., & Shah, N. (2022). Bolstering supplies of critical raw materials for low-carbon technologies through circular economy strategies. *Energy Research & Social Science*, 88. (rayyan-1251264781). <https://doi.org/10.1016/j.erss.2022.102534>
- Karmakar, R., & Sen, K. (2019). Aqueous biphasic extraction of metal ions: An alternative technology for metal regeneration. *Journal of Molecular Liquids*, 273, 231-247. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.10.036>

- Kato, K., Yoshioka, T., & Okuwaki, A. (2000). Study for recycling of ceria-based glass polishing powder. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 39(4), 943-947. <https://doi.org/10.1021/ie990622x>
- Kegl, T., Kosak, A., Lobnik, A., Novak, Z., Anita Kovac Kralj, & Ban, I. (2020). Adsorption of rare earth metals from wastewater by nanomaterials : A review. *Journal of Hazardous Materials*, 1-29. (rayyan-726051394). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121632>
- Kikuchi, Y., Matsumiya, M., & Kawakami, S. (2014). Extraction of rare earth ions from Nd-Fe-B magnet wastes with TBP in tricaprylmethylammonium nitrate. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 21(2), 137-145. <https://doi.org/10.15261/serdj.21.137>
- Kim, B., Kim, D.-W., & Hee Lack Choi. (2023). A STUDY ON RECOVERY OF CERIUM BY LEACHING SOLVENTS FROM NiMH WASTE BATTERY. *Archives of Metallurgy and Materials*. (rayyan-726049252). <https://doi.org/10.24425/amm.2023.141480>
- Kim, H. S., Kim, D.-W., In -Su Park, & Hong, H.-J. (2023). Adsorptive recovery of rare earth elements from aqueous solution by citric acid crosslinked carboxymethylated cellulose nanofibril aerogel. *Journal of Cleaner Production*, 1-10. (rayyan-726051406). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138189>
- Kim, J.-Y., Kim, U.-S., Byeon, M.-S., Kang, W.-K., Hwang, K.-T., & Cho, W.-S. (2011). Recovery of cerium from glass polishing slurry. *Journal of Rare Earths*, 29(11), 1075-1078. [https://doi.org/10.1016/S1002-0721\(10\)60601-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0721(10)60601-1)
- Kolodynska, D., Burdzy, K., Hunger, S., Aurich, A., & Ju, Y. (2023). Green extractants in assisting recovery of REEs : A case study. *Molecules*, 1-15. (rayyan-726049134). <https://doi.org/10.3390/molecules28030965>
- Kolodynska, D., Fila, D., & Hubicki, Z. (2020a). Evaluation of possible use of the macroporous ion exchanger in the adsorption process of rare earth elements and heavy metal ions from spent batteries solutions. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 1-14. (rayyan-726051440). <https://doi.org/10.1016/j.cep.2019.107767>
- Kolodynska, D., Fila, D., & Hubicki, Z. (2020b). Static and dynamic studies of lanthanum(III) ion adsorption/desorption from acidic solutions using chelating ion exchangers with different

- functionalities. *Environmental Research*, 1-19. (rayyan-726051426).
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110171>
- Konishi, H., Hua, H., Ono, H., Koizumi, Y., Oishi, T., Nohira, T., Reichert, W., Mantz, R., Trulove, P., Haverhals, L., Biddinger, E., Hc De Long, Suroviec, A., Mizuhata, M., Ueda, M., Ispas, A., Bund, A., & Durkin, D. (2018). Electrochemical formation of Dy-Fe and Nd-Fe alloys in molten CaCl₂ - LiCl systems. *Molten Salts and Ionic Liquids* 21, 1-9. (rayyan-743350822).
<https://doi.org/10.1149/O8614.032lecst>
- Konishi, H., Ono, H., Takeuchi, E., Nohira, T., & Oishi, T. (2016). Electrochemical separation of Dy and Nd from Nd magnet scrap in amolten LiCl-KCl. *EPD Congress 2015*. (rayyan-743350833).
https://doi.org/10.1007/978-3-319-48214-9_33
- Kopacek, P., & Kopacek, B. (2003). Robotized disassembly of mobile phones. *IFAC Proceedings Volumes*, 36(23), 103-105. [https://doi.org/10.1016/S1474-6670\(17\)37669-3](https://doi.org/10.1016/S1474-6670(17)37669-3)
- Kore, A., Subash, A., Naebe, M., & Kandasubramanian, B. (2024). Application and implementation of chitosan as a potential and sustainable adsorbent for rare earth metal recovery : A review. *Hybrid Advances*, 5, 100175. <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2024.100175>
- Kossakowska, K., & Grzesik, K. (2019). The significance of energy consumption in environmental impact of rare earth elements recovery from tailings and mining waste. *E3S Web of Conferences*, 1-10. (rayyan-10656657). <https://doi.org/10.1051/e3sconf/201910802011>
- Krook, J., & Baas, L. (2013). Getting serious about mining the technosphere : A review of recent landfill mining and urban mining research. *Journal of Cleaner Production, Special Volume: Urban and Landfill Mining*, 55, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.043>
- Kujawa, J., Al Gharabli, S., Szymczyk, A., Terzyk, A. P., Boncel, S., Knozowska, K., Li, G., & Kujawski, W. (2023). On membrane-based approaches for rare earths separation and extraction — recent developments. *Coordination Chemistry Reviews*, 493, 215340. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2023.215340>
- Kumar, S., & Putnam, V. (2008). Cradle to cradle : Reverse logistics strategies and opportunities across three industry sectors. *International Journal of Production Economics*, 115(2), 305-315. (rayyan-1251264720). <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2007.11.015>

- Kumari, A., Dipali, Randhawa, N. S., & Sahu, S. K. (2021). Electrochemical treatment of spent NdFeB magnet in organic acid for recovery of rare earths and other metal values. *Journal of Cleaner Production*, 309, 127393. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127393>
- Kumari, A., & Sahu, S. K. (2023). A comprehensive review on recycling of critical raw materials from spent neodymium iron boron (NdFeB) magnet. *Separation and Purification Technology*, 317, 123527. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123527>
- Kumari, A., Sinha, M. K., Sahu, S. K., & Pandey, B. D. (2016). Solvent extraction and separation of trivalent lanthanides using cyphos IL 104, a novel phosphonium ionic liquid as extractant. *Solvent Extraction and Ion Exchange*, 34(5), 469-484. <https://doi.org/10.1080/07366299.2016.1207459>
- Kunanusont, N., Zhang, J., Watada, K., Shimoyama, Y., & Azimi, G. (2021). Effect of organophosphorus ligands on supercritical extraction of neodymium from NdFeB magnet. *Journal of Supercritical Fluids*, 170, 105128. <https://doi.org/10.1016/j.supflu.2020.105128>
- Laguel, S., & Samar, M. H. (2024). Elimination of rare earth (neodymium (III)) from water by emulsion liquid membrane process using D2EHPA as a carrier in kerosene. *Desalination and Water Treatment*, 317, 100214. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100214>
- Langlais, A. (2010). L'analyse du cycle de vie des nanomatériaux. In *La régulation des nanotechnologies, clair-obscur normatif* (LS. Lacour, p. p. 225-248). Larcier.
- Larsson, K., Ekberg, C., & Ødegaard-Jensen, A. (2013a). Dissolution and characterization of HEV NiMH batteries. *Waste Management*, 33(3), 689-698. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.001>
- Larsson, K., Ekberg, C., & Ødegaard-Jensen, A. (2013b). Using cyanex 923 for selective extraction in a high concentration chloride medium on nickel metal hydride battery waste. *Hydrometallurgy*, 1-8. (rayyan-726050444). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2013.01.012>
- Laura Talens Peiro, Polverini, D., Ardente, F., & Mathieux, F. (2020). Advances towards circular economy policies in the EU : The new ecodesign regulation of enterprise servers. *Resources, Conservation and Recycling*, 154. (rayyan-1251264441). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104426>
- Lee, C.-H., Chen, Y.-J., Liao, C.-H., Popuri, S. R., Tsai, S.-L., & Hung, C.-E. (2013). Selective leaching process for neodymium recovery from scrap Nd-Fe-B magnet. *Metallurgical and Materials Transactions a*, 44(13), 5825-5833. <https://doi.org/10.1007/s11661-013-1924-3>

- Lee, C.-H., Popuri, S. R., Peng, Y.-H., Fang, S.-S., Lin, K.-L., Fan, K.-S., & Chang, T.-C. (2015). Overview on industrial recycling technologies and management strategies of end-of-life fluorescent lamps in taiwan and other developed countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(2), 312-323. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0253-y>
- Leon, M. F. G., & Dewulf, J. (2020). Data quality assessment framework for critical raw materials. The case of cobalt. *Resources, Conservation and Recycling*, 157. (rayyan-1251265421). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104564>
- Li, D., Wen, Y., Hu, L., Xu, X., Spencer, B. S., Egodawatte, S., Larsen, S. C., & Tang, Y. (2024). Phosphonate functionalized magnetic mesoporous silica for rare earth element recovery from citrate assisted solid waste extracts. *Applied Geochemistry*. (rayyan-726051455). <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.105900>
- Li, G., Lu, M., Lai, S., & Li, Y. (2023). Research on power battery recycling in the green closed-loop supply chain: An evolutionary game-theoretic analysis. *Sustainability*, 15(13). (rayyan-1251263507). <https://doi.org/10.3390/su151310425>
- Li, H., Ren, Q., & Zhang, L. (2023). Effects of cerium on non-metallic inclusions and rolling contact fatigue life of a high-carbon chromium bearing steel. *Metallurgical and Materials Transactions A-Physical Metallurgy and Materials Science*, 54(1), 167-178. (rayyan-13565603). <https://doi.org/10.1007/s11661-022-06856-2>
- Li, J., Gong, A., Li, F., Qiu, L., Zhang, W., Gao, G., Liu, Y., & Li, J. (2018). Synthesis and characterization of magnetic mesoporous Fe₃O₄@mSiO₂-DODGA nanoparticles for adsorption of 16 rare earth elements. *RSC Advances*, 1-13. (rayyan-726051286). <https://doi.org/10.1039/c8ra07762b>
- Li, Q., Csetenyi, L., & Gadd, G. M. (2014). Biomineralization of metal carbonates by *Neurospora crassa*. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14409-14416. <https://doi.org/10.1021/es5042546>
- Li, W., Wang, X., Zhang, H., Meng, S., & Li, D. (2007). Solvent extraction of lanthanides and yttrium from nitrate medium with CYANEX 925 in heptane. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 82(4), 376-381. <https://doi.org/10.1002/jctb.1680>

- Li, X., Li, Z., & Binnemans, K. (2021). Closed-loop process for recovery of metals from NdFeB magnets using a trichloride ionic liquid. *Separation and Purification Technology*, 1-8. (rayyan-726049943). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119158>
- Li, X., Li, Z., Orefice, M., & Binnemans, K. (2019). Metal recovery from spent samarium-cobalt magnets using a trichloride ionic liquid. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-7. (rayyan-726049687). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b05604>
- Li, Y., Fan, S., & Zhou, Q. (2019). Synthesis of carboxyl-rich biosorbent by UV-induced graft polymerization method for high efficiency adsorption of Ce³⁺ from aqueous solution : Activation and adsorption mechanism. *Journal of Polymers and the Environment*, 27(10), 2259-2266. <https://doi.org/10.1007/s10924-019-01515-x>
- Li, Y., & Jin, L. (2011). Environmental release of Mercury from broken compact fluorescent lamps. *Environmental Engineering Science*, 28(10), 687-691. <https://doi.org/10.1089/ees.2011.0027>
- Li, Z., Diaz, L. A., Yang, Z., Jin, H., Lister, T. E., Vahidi, E., & Zhao, F. (2019). Comparative life cycle analysis for value recovery of precious metals and rare earth elements from electronic waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-34. (rayyan-726050045). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.025>
- Li, Z., Liu, H., Qian, Y., Li, X., Guo, C., Wang, Z., & Wei, Y. (2020). Influence of metals from e-waste dismantling on telomere length and mitochondrial DNA copy number in people living near recycling sites. *Environment International*, 1-6. (rayyan-726050467). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105769>
- Liang, Y., Liu, Y., Lin, R., Guo, D., & Liao, C. (2016). Leaching of rare earth elements from waste lamp phosphor mixtures by reduced alkali fusion followed by acid leaching. *Hydrometallurgy*, 1-5. (rayyan-726050436). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.03.020>
- Linton, J. D., & Yeomans, J. S. (2003). The role of forecasting in sustainability. *Technological Forecasting and Social Change*, 70(1), 21-38-38. (rayyan-1251265760). [https://doi.org/10.1016/S0040-1625\(02\)00181-6](https://doi.org/10.1016/S0040-1625(02)00181-6)

- Liu, B., Zhu, N., Li, Y., Wu, P., Dang, Z., & Ke, Y. (2019). Efficient recovery of rare earth elements from discarded NdFeB magnets. *Process Safety and Environmental Protection*, 124, 317-325. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.026>
- Liu, C., Yan, Q., Zhang, X., Lei, L., & Xiao, C. (2020). Efficient recovery of end-of-life NdFeB permanent magnets by selective leaching with deep eutectic solvents. *Environmental Science & Technology*, 54(16), 10370-10379. (rayyan-726049784). <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03278>
- Liu, F., Csetenyi, L., & Gadd, G. M. (2019). Amino acid secretion influences the size and composition of copper carbonate nanoparticles synthesized by ureolytic fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103(17), 7217-7230. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09961-2>
- Liu, H., Li, S., Wang, B., Wang, K., Wu, R., Ekberg, C., & Volinsky, A. A. (2019). Multiscale recycling rare earth elements from real waste trichromatic phosphors containing glass. *Journal of Cleaner Production*, 238, 117998. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117998>
- Liu, H., Zhang, S., Pan, D., Tian, J., Yang, M., Wu, M., & Volinsky, A. A. (2014). Rare earth elements recycling from waste phosphor by dual hydrochloric acid dissolution. *Journal of Hazardous Materials*, 1-6. (rayyan-726050252). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.02.043>
- Liu, H., Zhang, S.-G., Pan, D.-A., Liu, Y.-F., Liu, B., Tian, J.-J., & Volinsky, A. A. (2015). Mechanism of CeMgAl₁₁O₁₉: Tb³⁺ alkaline fusion with sodium hydroxide. *Rare Metals*, 1-6. (rayyan-726050715). <https://doi.org/10.1007/s12598-014-0439-4>
- Liu, L., Bai, Y., Ouyang, L., Huang, L., & Shuai, Q. (2023). Magnetic phosphazene porous organic polymer for efficient and selective recovery of rare earth elements from acidic wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 1-9. (rayyan-726050554). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.146783>
- Liu, L., & Keoleian, G. A. (2020). LCA of rare earth and critical metal recovery and replacement decisions for commercial lighting waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-12. (rayyan-1273125269). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104846>
- Liu, Q., Sun, K., Ouyang, X., Sen, B., Dai, T., Liu, L., & Liu, G. (2022). Tracking three decades of global neodymium stocks and flows with a trade-linked multiregional material flow analysis. *Environmental Science & Technology*, 56(16), 11807-11817-11817. (rayyan-1251264202). <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02247>

- Liu, T., & Chen, J. (2021). Extraction and separation of heavy rare earth elements : A review. *Separation and Purification Technology*, 276, 119263. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119263>
- Liu, W., Li, X., Wang, J., Zhong, J., Wang, M., & Yang, J. (2024). Knowledge mapping of research on securing the supply chain for critical minerals : A scientometrics and text mining approach. *Journal of Cleaner Production*, 434. (rayyan-1251264605). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140312>
- Liu, Y.-F., Zhang, S.-G., Liu, B., & Shen, H.-L. (2019). An alkaline fusion mechanism for aluminate rare earth phosphor : Cation-oxoanion synergies theory. *Rare Metals*, 1-7. (rayyan-726050713). <https://doi.org/10.1007/s12598-017-0898-5>
- Lorenz, T., & Bertau, M. (2019). Recycling of rare earth elements from FeNdB-magnets via solid-state chlorination. *Journal of Cleaner Production*, 1-13. (rayyan-726050339). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.051>
- Lorenz, T., & Bertau, M. (2020). Recycling of rare earth elements from SmCo5-magnets via solid-state chlorination. *Journal of Cleaner Production*, 1-14. (rayyan-726050329). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118980>
- Lorenz, T., Frohlich, P., & Bertau, M. (2017). Recycling of rare earths from FeNdB-magnets by solid state chlorination. *Chemie Ingenieur Technik*, 1-11. (rayyan-726050933). <https://doi.org/10.1002/cite.201600171>
- Lu, G., & Liang, H. (2024). Review and test on rare earths recovery from polishing powder waste. *Heliyon*, 10(23), e40785. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40785>
- Lucas, J., Lucas, P., Le Mercier, T., Rollat, A., & Davenport, W. (2015). Polishing with rare earth oxides mainly cerium oxide CeO₂. In *Rare earths* (p. 191-212). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-62735-3.00012-7>
- Lumpe, H., Menke, A., Haisch, C., Mayer, P., Kabelitz, A., Yussenko, K. V., Guilherme Buzanich, A., Block, T., Pöttgen, R., Emmerling, F., & Daumann, L. J. (2020). The earlier the better : Structural analysis and separation of lanthanides with pyrroloquinoline quinone. *Chemistry — a European Journal*, 26(44), 10133-10139. <https://doi.org/10.1002/chem.202002653>

- Lyman, J. W., & Palmer, G. R. (1992). *Scrap treatment method for rare earth transition metal alloys* (Brevet N° US 5,129,945 (US 5129945A)).
- Ma, L., Zhao, Z., Dong, Y., & Sun, X. (2017). A synergistic extraction strategy by [N1888][SOPAA] and cyphos IL 104 for heavy rare earth elements separation. *Separation and Purification Technology*, 174, 474-481. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.10.046>
- Maani, T., Mathur, N., Rong, C., & Sutherland, J. W. (2023). Estimating potentially recoverable Nd from end-of-life (EoL) products to meet future US demands. *Resources, Conservation and Recycling*, 190. (rayyan-1251264403). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.106864>
- Maani, T., Mathur, N., Singh, S., Rong, C., & Sutherland, J. W. (2021). Potential for Nd and Dy recovery from end-of-life products to meet future electric vehicle demand in the U.S. *Procedia CIRP*, 1-6. (rayyan-726050068). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2021.01.014>
- Machacek, E., Jessika Luth Richter, & Lane, R. (2017). Governance and risk-value constructions in closing loops of rare earth elements in global value chains. *Resources-Basel*, 6(4), 1-25. (rayyan-1279580305). <https://doi.org/10.3390/resources6040059>
- Machacek, E., Richter, J. L., Habib, K., & Klossek, P. (2015). Recycling of rare earths from fluorescent lamps : Value analysis of closing-the-loop under demand and supply uncertainties. *Resources, Conservation and Recycling*, 104, 76-93. (rayyan-1273125278). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.005>
- Magrini, C., & Jagodzinska, K. (2022). Can bioleaching of NIB magnets be an answer to the criticality of rare earths ? An ex-ante life cycle assessment and material flow cost accounting. *Journal of Cleaner Production*, 1-10. (rayyan-726050309). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132672>
- Makanyire, T., Sanchez-Segado, S., & Jha, A. (2016). Separation and recovery of critical metal ions using ionic liquids. *Advances in Manufacturing*, 4(1), 33-46. <https://doi.org/10.1007/s40436-015-0132-3>
- Makarova, I., Ryl, J., Sun, Z., Kurilo, I., Gornicka, K., Laatikainen, M., & Repo, E. (2020). One-step recovery of REE oxalates in electro-leaching of spent NdFeB magnets. *Separation and Purification Technology*, 1-28. (rayyan-726049951). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117362>

- Makarova, I., Soboleva, E., Osipenko, M., Kurilo, I., Laatikainen, M., & Repo, E. (2020). Electrochemical leaching of rare-earth elements from spent NdFeB magnets. *Hydrometallurgy*, 192, 105264. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2020.105264>
- Maleke, M., Valverde, A., Vermeulen, J.-G., Cason, E., Gomez-Arias, A., Moloantoa, K., Coetsee-Hugo, L., Swart, H., Esta Van Heerden, & Castillo, J. (2019). Biomineralization and bioaccumulation of europium by a thermophilic metal resistant bacterium. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1-10. (rayyan-2245099). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00081>
- Maltsev, D., Halstenberg, P. W., Mahurin, S. M., & Dai, S. (2022). Promising method of Sm-Co magnet reprocessing in alkali chloride melts. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 1-7. (rayyan-743350858). <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.2c02682>
- Manhart, A. (2011). International cooperation for metal recycling from waste electrical and electronic equipment. *Journal of Industrial Ecology*, 15(1), 13-30-30. (rayyan-1251265592). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00307.x>
- Manis Kumar Jha, Kumari, A., Panda, R., Jyothi Rajesh Kumar, Yoo, K., & Jin Young Lee. (2016). Review on hydrometallurgical recovery of rare earth metals. *Hydrometallurgy*, 165, 2-26. (rayyan-2245871). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.01.035>
- Marins, A. A. L., Banhos, S. G., Cruz, P. C. M., Rodrigues, R. V., Marciniak, L., Muri, E. J. B., Stręk, W., & de Freitas, M. B. J. G. (2020). Synthesis of Ni and rare earth metal (La, Pr, and Nd) oxides from spent Ni—MH batteries by selective precipitation with formic acid an investigation of photoluminescence properties. *Ionics*, 26(1), 311-321. <https://doi.org/10.1007/s11581-019-03158-3>
- Marins, A. A. L., Boasquevisque, L. M., Muri, E. J. B., & Freitas, M. B. J. G. (2022). Environmentally friendly recycling of spent Ni-MH battery anodes and electrochemical characterization of nickel and rare earth oxides obtained by sol-gel synthesis. *Materials Chemistry and Physics*, 1-11. (rayyan-726050168). <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.125821>
- Maroufi, S., Rasoul Khayyam Nekouei, Hossain, R., Assefi, M., & Sahajwalla, V. (2018). Recovery of rare earth (i.e., La, Ce, Nd, and Pr) oxides from end-of-life Ni-MH battery via thermal isolation. *ACS*

- Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-8. (rayyan-726049690).
<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b02097>
- Martinez, A. M., Kjos, O., Skybakmoen, E., Solheim, A., & Haarberg, G. M. (2013). Extraction of rare earth metals from Nd-based scrap by electrolysis from molten salts. *ECS Transactions*, 1-10. (rayyan-726049373). <https://doi.org/10.1149/05011.0453ecst>
- Martínez, J., Rodríguez Varela, R., Forsberg, K., & Rasmuson, Å. (2018). Factors influencing separation selectivity of rare earth elements in flat sheet supported liquid membranes. *Chemical Engineering Science*, 191, 134-155. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2018.06.018>
- Matsumiya, M., Kikuchi, Y., Yamada, T., & Kawakami, S. (2014). Extraction of rare earth ions by tri-n-butylphosphate/phosphonium ionic liquids and the feasibility of recovery by direct electrodeposition. *Separation and Purification Technology*, 130, 91-101. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.04.021>
- Matsumiya, M., Nomizu, D., Tsuchida, Y., & Sasaki, Y. (2021). Separation of rare earth elements by synergistic solvent extraction with phosphonium-based ionic liquids using a β -diketone extractant and a neutral ligand. *Solvent Extraction and Ion Exchange*, 39(7), 764-784. <https://doi.org/10.1080/07366299.2021.1889761>
- Mayers, K., Lifset, R., Bodenhoefer, K., & Luk N. Van Wassenhove. (2013). Implementing individual producer responsibility for waste electrical and electronic equipment through improved financing. *Journal of Industrial Ecology*, 17(2), 186-198-198. (rayyan-1251265598). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00528.x>
- Mazzarano, M. (2022). Material governance and circularity policies : How waste policies and innovation affect household appliances' accumulation. *Ecological Economics*, 200, 1-12. (rayyan-1284423995). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107538>
- McGaughey, S. A., Iqbal, S., De Rosa, A., Caley, J. A., Kaksonen, A. H., Villa-Gomez, D., & Byrt, C. S. (2025). Interactions of rare earth elements with living organisms and emerging biotechnical applications. *Plants, People, Planet*, 7(5), 1251-1274. <https://doi.org/10.1002/ppp3.70010>

- Micheaux, H. (2023). L'évolution de la responsabilité élargie du producteur : De la fin de vie des produits à l'économie circulaire: *Entreprises Et Histoire*, n° 110(1), 87-104. <https://doi.org/10.3917/eh.110.0087>
- Mochizuki, Y., Tsubouchi, N., & Sugawara, K. (2013). Selective recovery of rare earth elements from Dy containing NdFeB magnets by chlorination. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-8. (rayyan-726049660). <https://doi.org/10.1021/sc4000187>
- Moore, M., Gebert, A., Stoica, M., Uhlemann, M., & Löser, W. (2015). A route for recycling Nd from Nd-Fe-B magnets using Cu melts. *Journal of Alloys and Compounds*, 647, 997-1006. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2015.05.238>
- Morf, L. S., Gloor, R., Haag, O., Haupt, M., Skutan, S., Fabian Di Lorenzo, & Böni, D. (2013). Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste — sources and fate in a swiss incineration plant. *Waste Management*, 1-11. (rayyan-726049885). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.010>
- Mouna Hanabe Muddanna & Saroj Sundar Baral. (2021). Bioleaching of rare earth elements from spent fluid catalytic cracking catalyst using acidothiobacillus ferrooxidans. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1-12. (rayyan-726050291). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104848>
- Moyse, P.-E. (2020). *The uneasy case of programmed obsolescence* (SSRN Scholarly Paper N° 3804451). Social Science Research Network. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3804451>
- Mudali, U. K., Patil, M., Saravanabhavan, R., & Saraswat, V. K. (2021). Review on E-waste recycling : Part II—technologies for recovery of rare earth metals. *Transactions of Indian National Academy of Engineering*, 6(3), 613-631. <https://doi.org/10.1007/s41403-021-00231-0>
- Müller, T., & Friedrich, B. (2006). Development of a recycling process for nickel-metal hydride batteries. *Journal of Power Sources*. (rayyan-726050216). <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2005.10.046>
- Murase, K., Machida, K., & Adachi, G. (1995). Recovery of rare metals from scrap of rare-earth intermetallic material by chemical-vapor transport. *Journal of Alloys and Compounds*, 1-8. (rayyan-743350870). [https://doi.org/10.1016/0925-8388\(94\)01316-a](https://doi.org/10.1016/0925-8388(94)01316-a)
- Murase, K., Ozaki, T., Machida, K., & Adachi, G. (1996). Extraction and mutual separation of rare earths from concentrates and crude oxides using chemical vapor transport. *Journal of Alloys and*

- Compounds*, 233(1), 96-106. (rayyan-2245811). [https://doi.org/10.1016/0925-8388\(96\)80040-5](https://doi.org/10.1016/0925-8388(96)80040-5)
- Murthy, V., & Ramakrishna, S. (2022). A review on global E-waste management : Urban mining towards a sustainable future and circular economy. *Sustainability*, 14(2). (rayyan-1251263534). <https://doi.org/10.3390/su14020647>
- Nakashima, K., Kubota, F., Maruyama, T., & Goto, M. (2003). Ionic liquids as a novel solvent for lanthanide extraction. *Analytical Sciences*, 19(8), 1097-1078. <https://doi.org/10.2116/analsci.19.1097>
- Nance, P., Patterson, J., Willis, A., Foronda, N., & Dourson, M. (2012). Human health risks from Mercury exposure from broken compact fluorescent lamps (CFLs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 62(3), 542-552. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.11.008>
- Nassar, N. T., Graedel, T. E., & Harper, E. M. (2015). By-product metals are technologically essential but have problematic supply. *Science Advances*, 1(3), e1400180. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400180>
- Ngom, A. (2022). Les terres rares d’afrique, un potentiel recours pour l’union européenne dans le respect du droit international: *Revue Internationale De Droit Économique*, t.XXXVI(1), 5-27. <https://doi.org/10.3917/ride.361.0005>
- Nguyen, R. T., D. Devin Imholte, Matthews, A. C., & W. David Swank. (2019). NdFeB content in ancillary motors of US conventional passenger cars and light trucks : Results from the field. *Waste Management*, 1-37. (rayyan-1273125249). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.017>
- Nguyen, R. T., Fishman, T., Zhao, F., Imholte, D. D., & Graedel, T. E. (2018). Analyzing critical material demand : A revised approach. *Science of the Total Environment*, 630, 1143-1148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.283>
- Ni’am, A. C., Wang, Y.-F., Chen, S.-W., & You, S.-J. (2019). Recovery of rare earth elements from waste permanent magnet (WPMs) via selective leaching using the taguchi method. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 97, 137-145. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2019.01.006>
- Nikulski, J. S., Ritthoff, M., & Nadja Von Gries. (2021). The potential and limitations of critical raw material recycling : The case of LED lamps. *Resources-Basel*, 1-17. (rayyan-1273125174). <https://doi.org/10.3390/resources10040037>

- Niskanen, J., Lahtinen, M., & Perämäki, S. (2022). Acetic acid leaching of neodymium magnets and iron separation by simple oxidative precipitation. *Cleaner Engineering and Technology*, 10, 100544. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100544>
- Nixon, H., Saphores, J.-D. M., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2009). Understanding preferences for recycling electronic waste in california : The influence of environmental attitudes and beliefs on willingness to pay. *Environment and Behavior*, 41(1), 101-124. <https://doi.org/10.1177/0013916507310053>
- Nkinahamira, F., Alsbaiee, A., Wang, Y., Yang, X., Chen, T.-Y., Cao, M., Feng, M., Sun, Q., & Yu, C.-P. (2021). Recovery and purification of rare earth elements from wastewater and sludge using a porous magnetic composite of β -cyclodextrin and silica doped with PC88A. *Separation and Purification Technology*, 1-10. (rayyan-726051346). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118589>
- Nlebedim, I. C., & King, A. H. (2018). Addressing criticality in rare earth elements via permanent magnets recycling. *JOM*, 1-9. (rayyan-726050734). <https://doi.org/10.1007/s11837-017-2698-7>
- Nockemann, P., Thijs, B., Pittois, S., Thoen, J., Glorieux, C., Van Hecke, K., Van Meervelt, L., Kirchner, B., & Binnemans, K. (2006). Task-specific ionic liquid for solubilizing metal oxides. *Journal of Physical Chemistry B*, 110(42), 20978-20992. <https://doi.org/10.1021/jp0642995>
- Nogueira, M., Matos, I., Bernardo, M., Tarelho, L. A. C., Ferraria, A. M., A. M. Botelho Do Rego, Fonseca, I., & Lapa, N. (2024). Recovery of rare earth elements (Nd³⁺ and Dy³⁺) by using carbon-based adsorbents from spent tire rubber. *Waste Management*, 1-11. (rayyan-726049841). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.12.025>
- Nowakowski, P. (2017). A proposal to improve e-waste collection efficiency in urban mining : Container loading and vehicle routing problems - a case study of Poland. *Waste Management*, 60, 494-504-504. (rayyan-1251264245). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.016>
- Nowakowski, P., & Mrowczynska, B. (2018). Towards sustainable WEEE collection and transportation methods in circular economy—Comparative study for rural and urban settlements. *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 93-107-107. (rayyan-1251264449). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.016>

- Ogata, T., Narita, H., & Tanaka, M. (2015). Rapid and selective recovery of heavy rare earths by using an adsorbent with diglycol amic acid group. *Hydrometallurgy*, 1-5. (rayyan-743350863). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2015.04.015>
- Ognard, J., Barrat, J.-A., Chazot, A., Alavi, Z., & Ben Salem, D. (2020). Gadolinium footprint : Cradle to cradle? *Journal of Neuroradiology*, 47(4), 247-249. <https://doi.org/10.1016/j.neurad.2020.03.006>
- Ognard, J., Barrat, J.-A., Cotton, F., Mian, A., Kremer, S., Sitoh, Y. Y., Verclytte, S., Loffroy, R., Tripier, R., Alavi, Z., & Ben Salem, D. (2021). A roadmap towards pollution prevention and sustainable development of gadolinium. *Journal of Neuroradiology*, 48(6), 409-411. <https://doi.org/10.1016/j.neurad.2021.08.002>
- Ojima, Y., Kosako, S., Kihara, M., Miyoshi, N., Igarashi, K., & Azuma, M. (2019). Recovering metals from aqueous solutions by biosorption onto phosphorylated dry baker's yeast. *Scientific Reports*, 9(1), 225-233. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36306-2>
- Okabe, T. H., Takeda, O., Fukuda, K., & Umetsu, Y. (2003). Direct extraction and recovery of neodymium metal from magnet scrap. *Materials Transactions*, 44(4), 798-801. (rayyan-743350852). <https://doi.org/10.2320/matertrans.44.798>
- Okada, S., Mishima, F., Akiyama, Y., & Nishijima, S. (2011). Fundamental study on recovery of resources by magnetic separation using superconducting bulk magnet. *Physica C: Superconductivity and Its Applications*, 471(21-22), 1520-1524. <https://doi.org/10.1016/j.physc.2011.05.229>
- Okamura, H., & Hirayama, N. (2021). Recent progress in ionic liquid extraction for the separation of rare earth elements. *Analytical Sciences*, 37(1), 119-130. <https://doi.org/10.2116/analsci.20SAR11>
- Okamura, H., Mizuno, M., Hirayama, N., Shimojo, K., Naganawa, H., & Imura, H. (2020). Synergistic enhancement of the extraction and separation efficiencies of lanthanoid(III) ions by the formation of charged adducts in an ionic liquid. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 59(1), 329-340. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b04998>
- Oki, T., Akai, T., & Yamashita, M. (2018). Materials recycling technology for recovering rare earth fluorescent powder from fluorescent lamp sludge -pioneering near-future resource circulation-. *Synthesiology*, 1-14. (rayyan-726049034). https://doi.org/10.5571/SYNTHENG.11.1_34_47

- Omodara, L., Pitkäaho, S., Turpeinen, E.-M., Saavalainen, P., Oravisjärvi, K., & Keiski, R. L. (2019). Recycling and substitution of light rare earth elements, cerium, lanthanum, neodymium, and praseodymium from end-of-life applications—A review. *Journal of Cleaner Production*, 236, 117573. (rayyan-726050332). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.048>
- Önal, M. A. R., Borra, C. R., Guo, M., Blanpain, B., & Van Gerven, T. (2017). Hydrometallurgical recycling of NdFeB magnets : Complete leaching, iron removal and electrolysis. *Journal of Rare Earths*, 35(6), 574-584. [https://doi.org/10.1016/S1002-0721\(17\)60950-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0721(17)60950-5)
- Önal, M. A. R., Dewilde, S., Degri, M., Pickering, L., Saje, B., Riaño, S., Walton, A., & Binnemans, K. (2020). Recycling of bonded NdFeB permanent magnets using ionic liquids. *Green Chemistry*, 22(9), 2821-2830. <https://doi.org/10.1039/D0GC00647E>
- Onghena, B., Jacobs, J., Van Meervelt, L., & Binnemans, K. (2014). Homogeneous liquid—liquid extraction of neodymium(III) by choline hexafluoroacetylacetonate in the ionic liquid choline bis(trifluoromethylsulfonyl)imide. *Dalton Trans.*, 43(30), 11566-11578. <https://doi.org/10.1039/C4DT01340A>
- Ongondo, F. O., Williams, I. D., & Cherrett, T. J. (2011). How are WEEE doing ? A global review of the management of electrical and electronic wastes. *Waste Management*, 31(4), 714-730-730. (rayyan-1251265596). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.023>
- Orefice, M., & Binnemans, K. (2021). Solvometallurgical process for the recovery of rare-earth elements from Nd-Fe-B magnets. *Separation and Purification Technology*, 1-10. (rayyan-726049948). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117800>
- Orefice, M., Binnemans, K., & Tom Vander Hoogerstraete. (2018). Metal coordination in the high-temperature leaching of roasted NdFeB magnets with the ionic liquid betainium bis(trifluoromethylsulfonyl)imide. *RSC Advances*, 1-12. (rayyan-726049609). <https://doi.org/10.1039/c8ra00198g>
- Ortego, A., Calvo, G., Valero, A., Iglesias-Embil, M., Valero, A., & Villacampa, M. (2020). Assessment of strategic raw materials in the automobile sector. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-11. (rayyan-726050036). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104968>

- Ortego, A., Valero, A., Valero, A., & Iglesias, M. (2018). Toward material efficient vehicles : Ecodesign recommendations based on metal sustainability assessments. *SAE International Journal of Materials and Manufacturing*, 11(3), 213-227. (rayyan-8828766). <https://doi.org/10.4271/05-11-03-0021>
- Ortego, A., Valero, A., Valero, A., & Restrepo, E. (2018). Vehicles and critical raw materials : A sustainability assessment using thermodynamic rarity. *Journal of Industrial Ecology*, 1-11. (rayyan-726049416). <https://doi.org/10.1111/jiec.12737>
- Otto, S., Kibbe, A., Henn, L., Hentschke, L., & Kaiser, F. G. (2018). The economy of E-waste collection at the individual level : A practice oriented approach of categorizing determinants of E-waste collection into behavioral costs and motivation. *Journal of Cleaner Production*, 204, 33-40-40. (rayyan-1251264682). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.293>
- Ouro-Salim, O. (2024). Urban mining of e-waste management globally : Literature review. *Cleaner Waste Systems*, 9, 100162. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2024.100162>
- Ozaki, T., Machida, K.-I., & Adachi, G.-Y. (1999). Extraction and mutual separation of rare earths from used polishes by chemical vapor transport. *Metallurgical and Materials Transactions B*, 30(1), 45-51. <https://doi.org/10.1007/s11663-999-0005-x>
- Pajunen, N., Rintala, L., Aromaa, J., & Heiskanen, K. (2016). Recycling—The importance of understanding the complexity of the issue. *International Journal of Sustainable Engineering*, 9(2), 93-106-106. (rayyan-1251264055). <https://doi.org/10.1080/19397038.2015.1069416>
- Pan, M., Liu, X., Jin, W., Fu, S., Yang, E., Liu, X., Zhao, L., Zhang, X., & Yan, M. (2022). Effect of Cu grain boundary modification on microstructure and corrosion resistance in recycled Nd-Fe-B sintered magnets. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 1-11. (rayyan-757037165). <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2022.169109>
- Pan, X., Wong, C. W. Y., & Li, C. (2022). Circular economy practices in the waste electrical and electronic equipment (WEEE) industry : A systematic review and future research agendas. *Journal of Cleaner Production*, 365. (rayyan-1251264632). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132671>

- Pandey, P., & Govind, M. (2014). Social repercussions of e-waste management in India : A study of three informal recycling sites in delhi. *International Journal of Environmental Studies*, 71(3), 241-260-260. (rayyan-1251264102). <https://doi.org/10.1080/00207233.2014.926160>
- Panigrahi, M., Grabda, M., Kozak, D., Dorai, A., Shibata, E., Kawamura, J., & Nakamura, T. (2016). Liquid—liquid extraction of neodymium ions from aqueous solutions of NdCl₃ by phosphonium-based ionic liquids. *Separation and Purification Technology*, 171, 263-269. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.07.044>
- Papanek, V. J. (1972). *Design for the real world : Human ecology and social change* ([1 American ed.]). Pantheon Books.
- Papetti, M., Colledani, M., & Diani, M. (2025). HDD disassembly optimization for the efficient recovery of NdFeB permanent magnets. *Procedia CIRP*, 136, 153-158. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2025.08.028>
- Paranjape, P., & Yadav, M. D. (2023). Recent advances in the approaches to recover rare earths and precious metals from E-waste : A mini-review. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 1-12. (rayyan-726051505). <https://doi.org/10.1002/cjce.24435>
- Park, D. M., Brewer, A., Reed, D. W., Lammers, L. N., & Jiao, Y. (2017). Recovery of rare earth elements from low-grade feedstock leachates using engineered bacteria. *Environmental Science & Technology*, 51(22), 13471-13480. (rayyan-2245379). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02414>
- Park, D. M., Reed, D. W., Yung, M. C., Eslamimanesh, A., Lencka, M. M., Anderko, A., Fujita, Y., Riman, R. E., Navrotsky, A., & Jiao, Y. (2016). Bioadsorption of rare earth elements through cell surface display of lanthanide binding tags. *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2735-2742. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06129>
- Parmentier, D., Vander Hoogerstraete, T., Metz, S. J., Binnemans, K., & Kroon, M. C. (2015). Selective extraction of metals from chloride solutions with the tetraoctylphosphonium oleate ionic liquid. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 54(18), 5149-5158. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b00534>
- Pateli, I. M., Abbott, A. P., Binnemans, K., & Nerea Rodriguez Rodriguez. (2020). Recovery of yttrium and europium from spent fluorescent lamps using pure levulinic acid and the deep eutectic solvent

- levulinic acid-choline chloride. *RSC Advances*, 1-12. (rayyan-726049602).
<https://doi.org/10.1039/d0ra05508e>
- Patil, A. B., Tarik, M., Struis, R. P. W. J., & Ludwig, C. (2021). Exploiting end-of-life lamps fluorescent powder e-waste as a secondary resource for critical rare earth metals. *Resources, Conservation and Recycling*, 164, 105153. (rayyan-726050035).
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105153>
- Patil, R. A., & Ramakrishna, S. (2020). A comprehensive analysis of e-waste legislation worldwide. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(13), 14412-14431.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07992-1>
- Pavon, S., Lapo, B., Fortuny, A., Sastre, A. M., & Bertau, M. (2021). Recycling of rare earths from fluorescent lamp waste by the integration of solid-state chlorination, leaching and solvent extraction processes. *Separation and Purification Technology*, 1-38. (rayyan-726049945).
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118879>
- Pavon, S., Lorenz, T., Fortuny, A., Sastre, A. M., & Bertau, M. (2021). Rare earth elements recovery from secondary wastes by solid-state chlorination and selective organic leaching. *Waste Management*, 1-24. (rayyan-726049847). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.12.039>
- Pearce, D. W., & Turner, R. K. (1989). *Economics of natural resources and the environment*. JHU Press.
- Peiro, L. T., Giron, A. C., & Durany, X. G. i. (2020). Examining the feasibility of the urban mining of hard disk drives. *Journal of Cleaner Production*, 248, 1-9. (rayyan-1284424007).
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119216>
- Peng, B., Tu, Y., & Wei, G. (2018). Governance of electronic waste recycling based on social capital embeddedness theory. *Journal of Cleaner Production*, 187, 29-36-36. (rayyan-1251264689).
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.265>
- Petranikova, M., Herdzik-Koniecko, I., Steenari, B.-M., & Ekberg, C. (2017). Hydrometallurgical processes for recovery of valuable and critical metals from spent car NiMH batteries optimized in a pilot plant scale. *Hydrometallurgy*. (rayyan-726050428).
<https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2017.05.006>

- Pierron, X., Williams, I. D., & Shaw, P. J. (2022). Unlocking the value of stockpiled mobile handsets : A delphi evaluation of factors influencing end of use. *Detritus*, 1-12. (rayyan-1273125187). <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15159>
- Porvali, A., Agarwal, V., & Lundstrom, M. (2020). REE(III) recovery from spent NiMH batteries as REE double sulfates and their simultaneous hydrolysis and wet-oxidation. *Waste Management*, 1-89. (rayyan-726049850). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.042>
- Porvali, A., Wilson, B. P., & Lundstrom, M. (2018). Lanthanide-alkali double sulfate precipitation from strong sulfuric acid NiMH battery waste leachate. *Waste Management*, 1-9. (rayyan-726049866). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.031>
- Prats Raspini, J., Canal Bonfante, M., Rossetti Cùnico, F., Alarcon, O. E., & Campos, L. M. S. (2022). Drivers and barriers to a circular economy adoption : A sector perspective on rare earth magnets. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1-13. (rayyan-1273125372). <https://doi.org/10.1007/s10163-022-01424-7>
- Qiu, Y., & Suh, S. (2019). Economic feasibility of recycling rare earth oxides from end-of-life lighting technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-26. (rayyan-726050044). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104432>
- Rademaker, J. H., Kleijn, R., & Yang, Y. (2013). Recycling as a strategy against rare earth element criticality : A systemic evaluation of the potential yield of NdFeB magnet recycling. *Environmental Science & Technology*, 1-8. (rayyan-1273125232). <https://doi.org/10.1021/es305007w>
- Rasoulnia, P., Barthen, R., & Lakaniemi, A.-M. (2021). A critical review of bioleaching of rare earth elements : The mechanisms and effect of process parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-51. (rayyan-726051258). <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1727718>
- Rasoulnia, P., Barthen, R., Lakaniemi, A.-M., Ali-Loytty, H., & Puhakka, J. A. (2022). Low residual dissolved phosphate in spent medium bioleaching enables rapid and enhanced solubilization of rare earth elements from end-of-life NiMH batteries. *Minerals Engineering*, 1-10. (rayyan-726050129). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107361>

- Rasoulnia, P., Barthen, R., Puhakka, J. A., & Lakaniemi, A.-M. (2021). Leaching of rare earth elements and base metals from spent NiMH batteries using gluconate and its potential bio-oxidation products. *Journal of Hazardous Materials*, 1-9. (rayyan-726050241). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125564>
- Rasoulnia, P., Barthen, R., Valtonen, K., & Lakaniemi, A.-M. (2021). Impacts of phosphorous source on organic acid production and heterotrophic bioleaching of rare earth elements and base metals from spent nickel-metal-hydride batteries. *Waste and Biomass Valorization*, 1-15. (rayyan-726050709). <https://doi.org/10.1007/s12649-021-01398-x>
- Rasoulnia, P., Hajdu-Rahkama, R., & Puhakka, J. A. (2023). High-rate and-yield continuous fluidized-bed bioconversion of glucose-to-gluconic acid for enhanced metal leaching. *Chemical Engineering Journal*, 1-13. (rayyan-726050555). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142088>
- Rathore, P., Kota, S., & Chakrabarti, A. (2011). Sustainability through remanufacturing in India : A case study on mobile handsets. *Journal of Cleaner Production*, 19(15), 1709-1722-1722. (rayyan-1251264709). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.016>
- Rebello, R. Z., Maria Tereza Weitzel Dias Carneiro Lima, Luciana Harue Yamane, & Renato Ribeiro Siman. (2020). Characterization of end-of-life LED lamps for the recovery of precious metals and rare earth elements. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-7. (rayyan-726050042). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104557>
- Reed, D. W., Fujita, Y., Daubaras, A. L., Jiao, Y., & Thompson, V. S. (2016). Bioleaching of rare earth elements from waste phosphors and cracking catalysts. *Hydrometallurgy*, 1-7. (rayyan-726050434). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.08.006>
- Reisdörfer, G., Bertuol, D. A., & Tanabe, E. H. (2020). Extraction of neodymium from hard disk drives using supercritical CO₂ with organic acids solutions acting as cosolvents. *Journal of CO₂ Utilization*, 35, 277-287. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.10.008>
- Reisdörfer, G., Bertuol, D., & Tanabe, E. H. (2019). Recovery of neodymium from the magnets of hard disk drives using organic acids. *Minerals Engineering*, 143, 105938. (rayyan-726050139). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.105938>

- Riaño, S., & Binnemans, K. (2015). Extraction and separation of neodymium and dysprosium from used NdFeB magnets : An application of ionic liquids in solvent extraction towards the recycling of magnets. *Green Chemistry*, 17(5), 2931-2942. <https://doi.org/10.1039/C5GC00230C>
- Riano, S., Petranikova, M., Onghena, B., Tom Vander Hoogerstraete, Banerjee, D., Foreman, M. R. S. J., Ekberg, C., & Binnemans, K. (2017). Separation of rare earths and other valuable metals from deep-eutectic solvents : A new alternative for the recycling of used NdFeB magnets. *RSC Advances*, 1-15. (rayyan-726051289). <https://doi.org/10.1039/c7ra06540j>
- Riaño, S., Sobekova Foltova, S., & Binnemans, K. (2020). Separation of neodymium and dysprosium by solvent extraction using ionic liquids combined with neutral extractants : Batch and mixer-settler experiments. *RSC Advances*, 10(1), 307-316. <https://doi.org/10.1039/C9RA08996A>
- Richter, J. L., & Koppejan, R. (2016). Extended producer responsibility for lamps in nordic countries : Best practices and challenges in closing material loops. *Journal of Cleaner Production*, 1-33. (rayyan-1273125316). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.131>
- Rocchetti, L., & Beolchini, F. (2014). Environmental burdens in the management of end-of-life cathode ray tubes. *Waste Management*, 1-7. (rayyan-726049882). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.031>
- Roszczenko-Jasińska, P., Vu, H. N., Subuyuj, G. A., Crisostomo, R. V., Cai, J., Lien, N. F., Clippard, E. J., Ayala, E. M., Ngo, R. T., Yarza, F., Wingett, J. P., Raghuraman, C., Hoeber, C. A., Martinez-Gomez, N. C., & Skovran, E. (2020). Gene products and processes contributing to lanthanide homeostasis and methanol metabolism in *Methylobacterium extorquens* AM1. *Scientific Reports*, 10(1), 12663. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69401-4>
- Rout, A., & Binnemans, K. (2014). Solvent extraction of neodymium(III) by functionalized ionic liquid trioctylmethylammonium dioctyl diglycolamate in fluorine-free ionic liquid diluent. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53(15), 6500-6508. <https://doi.org/10.1021/ie404340p>
- Rout, A., & Binnemans, K. (2015). Influence of the ionic liquid cation on the solvent extraction of trivalent rare-earth ions by mixtures of cyanex 923 and ionic liquids. *Dalton Transactions*, 44(3), 1379-1387. <https://doi.org/10.1039/C4DT02766C>

- Rout, A., Kotlarska, J., Dehaen, W., & Binnemans, K. (2013). Liquid—liquid extraction of neodymium(iii) by dialkylphosphate ionic liquids from acidic medium : The importance of the ionic liquid cation. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 15(39), 16533. <https://doi.org/10.1039/c3cp52218k>
- Rout, A., & Ramanathan, N. (2020). Liquid-liquid extraction of europium(III) in an alkyl ammonium based ionic liquid containing diglycolamic acid. *Journal of Molecular Liquids*, 319, 114016. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.114016>
- Ruby Thuy Nguyen, Diaz, L. A., D. Devin Imholte, & Lister, T. E. (2017). Economic assessment for recycling critical metals from hard disk drives using a comprehensive recovery process. *JOM*, 1-14. (rayyan-726050735). <https://doi.org/10.1007/s11837-017-2399-2>
- Rujanavech, C., Lessard, J., Chandler, S., Shannon, S., Dahmus, J., & Guzzo, R. (2016). *Liam—An innovation story*. 1-8.
- Rumky, J., Deb, A., Deepika Lakshmi Ramasamy, Sillanpaa, M., Hakkinen, A., & Repo, E. (2022). Utilization of sludge-based alginate beads for the application of rare earth elements (REEs) recovery from wastewater : A waste to resource approach. *Journal of Cleaner Production*, 1-10. (rayyan-726050310). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132496>
- Sabaa Ahmad Khan. (2016). E-products, E-waste and the basel convention : Regulatory challenges and impossibilities of international environmental law. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 25(2), 248-260-260. (rayyan-1251265605). <https://doi.org/10.1111/reel.12163>
- Sabbaghi, M., Cade, W., Olson, W., & Behdad, S. (2019). The global flow of hard disk drives : Quantifying the concept of value leakage in E-waste recovery systems. *Journal of Industrial Ecology*, 23(3), 560-573-573. (rayyan-1251263843). <https://doi.org/10.1111/jiec.12765>
- Sadowski, M., Perkins, L., & McGarvey, E. (2021). *Roadmap to net zero : Delivering science-based targets in the apparel sector*. <https://www.wri.org/research/roadmap-net-zero-delivering-science-based-targets-apparel-sector>
- Saito, T., Sato, H., & Motegi, T. (2005). Extraction of Sm from Sm-Fe alloys by the glass slag method. *Journal of Alloys and Compounds*, 1-5. (rayyan-726051416). <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2004.02.064>

- Saito, T., Sato, H., Ozawa, S., Yu, J., & Motegi, T. (2003). The extraction of Nd from waste Nd—Fe—B alloys by the glass slag method. *Journal of Alloys and Compounds*, 353(1-2), 189-193. [https://doi.org/10.1016/S0925-8388\(02\)01202-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8388(02)01202-1)
- Sanchez Moran, E., Prodius, D., Nlebedim, I. C., & Mba Wright, M. (2024). Rare-earth elements recovery from electronic waste : Techno-economic and life cycle analysis. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 12(38), 14164-14172. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.4c04100>
- Santillán-Saldivar, J., Cimprich, A., Shaikh, N., Laratte, B., Young, S. B., & Sonnemann, G. (2021). How recycling mitigates supply risks of critical raw materials : Extension of the geopolitical supply risk methodology applied to information and communication technologies in the European union. *Resources, Conservation and Recycling*, 164. (rayyan-1251264433). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105108>
- Saphores, J.-D. M., Ogunseitan, O. A., & Shapiro, A. A. (2012). Willingness to engage in a pro-environmental behavior : An analysis of e-waste recycling based on a national survey of U.S. households. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 49-63. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.003>
- Saratale, G. D., Kim, H.-Y., Saratale, R. G., & Kim, D.-S. (2020). Liquid—liquid extraction of yttrium from the sulfate leach liquor of waste fluorescent lamp powder : Process parameters and analysis. *Minerals Engineering*, 152, 106341. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106341>
- Schaeffer, N., Feng, X., Grimes, S., & Cheeseman, C. (2017). Recovery of an yttrium europium oxide phosphor from waste fluorescent tubes using a BrOnsted acidic ionic liquid, 1-methylimidazolium hydrogen sulfate. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1-8. (rayyan-726050918). <https://doi.org/10.1002/jctb.5297>
- Schreiber, A., Marx, J., & Zapp, P. (2019). Comparative life cycle assessment of electricity generation by different wind turbine types. *Journal of Cleaner Production*, 1-12. (rayyan-22497151). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.058>
- Schrijvers, D. L., Loubet, P., & Sonnemann, G. (2021). « Allocation at the point of substitution » applied to recycled rare earth elements: What can we learn? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-14. (rayyan-726050754). <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01884-3>

- Schulze, R., Abbasalizadeh, A., Bulach, W., Schebek, L., & Buchert, M. (2018). An ex-ante LCA study of rare earth extraction from NdFeB magnet scrap using molten salt electrolysis. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 1-13. (rayyan-726050675). <https://doi.org/10.1007/s40831-018-0198-9>
- Schulze, R., Weidema, B. P., Schebek, L., & Buchert, M. (2018). Recycling and its effects on joint production systems and the environment—The case of rare earth magnet recycling—Part I - production model. *Resources, Conservation and Recycling*, 1-11. (rayyan-1273125273). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.006>
- Schumacher, K. A., & Agbemabiese, L. (2019). Towards comprehensive e-waste legislation in the United States : Design considerations based on quantitative and qualitative assessments. *Resources, Conservation and Recycling*, 149, 605-621-621. (rayyan-1251264442). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.033>
- Schumacher, K. A., & Agbemabiese, L. (2021). E-waste legislation in the US : An analysis of the disparate design and resulting influence on collection rates across states. *Journal of Environmental Planning and Management*, 64(6), 1067-1088-1088. (rayyan-1251264082). <https://doi.org/10.1080/09640568.2020.1802237>
- Sekine, N., Daigo, I., & Goto, Y. (2017). Dynamic substance flow analysis of neodymium and dysprosium associated with neodymium magnets in Japan. *Journal of Industrial Ecology*, 1-13. (rayyan-1273125211). <https://doi.org/10.1111/jiec.12458>
- Sethurajan, M., van Hullebusch, E., Fontana, D., Akcil, A., Deveci, H., Batinic, B., Leal, J., Gasche, T., Kucuker, M. A., Kuchta, K., Neto, I., Soares, H., & Chmielarz, A. (2019). Recent advances on hydrometallurgical recovery of critical and precious elements from end of life electronic wastes—A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-65. (rayyan-726049518). <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1540760>
- Shao, S., Wang, J., Zhou, H., Yu, X., Kang, J., Huang, M., Chen, Z., Zhao, H., Qiu, G., & Shen, L. (2025). A review of the research progress in the enrichment of rare earth resources by biosorbents. *Minerals Engineering*, 224, 109215. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2025.109215>

- Sheridan, R. S., Sillitoe, R., Zakotnik, M., Harris, I. R., & Williams, A. J. (2012). Anisotropic powder from sintered NdFeB magnets by the HDDR processing route. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 324(1), 63-67. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2011.07.043>
- Shevchenko, T., Saidani, M., Danko, Y., Golysheva, I., Chovancova, J., & Vavrek, R. (2021). Towards a smart E-waste system utilizing supply chain participants and interactive online maps. *Recycling*, 6(1). (rayyan-1251263582). <https://doi.org/10.3390/recycling6010008>
- Shimojo, K., Kurahashi, K., & Naganawa, H. (2008). Extraction behavior of lanthanides using a diglycolamide derivative TODGA in ionic liquids. *Dalton Transactions*, (37), 5083. <https://doi.org/10.1039/b810277p>
- Shin, S.-H., Kim, H.-O., & Rim, K.-T. (2019). Worker safety in the rare earth elements recycling process from the review of toxicity and issues. *Safety and Health at Work*, 1-11. (rayyan-726049909). <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2019.08.005>
- Shirayama, S., & Okabe, T. H. (2018). Selective extraction and recovery of Nd and Dy from Nd-Fe-B magnet scrap by utilizing molten MgCl₂. *Metallurgical and Materials Transactions B-Process Metallurgy and Materials Processing Science*, 1-11. (rayyan-726050746). <https://doi.org/10.1007/s11663-018-1176-0>
- Shittu, O. S., Williams, I. D., & Shaw, P. J. (2021). Global E-waste management : Can WEEE make a difference? A review of e-waste trends, legislation, contemporary issues and future challenges. *Waste Management*, 120, 549-563-563. (rayyan-1251264238). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.016>
- Shukla, N., Agrawal, S., & Dhawan, N. (2021). Microwave acid baking process for recovery of rare-earth concentrate from phosphor of end-of-life fluorescent lamps. *Journal of Cleaner Production*, 1-12. (rayyan-726050317). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127235>
- Shukla, N., & Dhawan, N. (2022). Comparison of processing routes for recovery of rare earth elements from discarded fluorescent lamp phosphors. *Minerals Engineering*, 1-11. (rayyan-726050125). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2022.107759>

- Shukla, N., Tanvar, H., & Dhawan, N. (2020). Evaluation of alkali processing for the recycling of rare earth values from spent fluorescent lamps. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 1-13. (rayyan-726049079). <https://doi.org/10.37190/PPMP/124748>
- Siddiqui, A. F., Yuksekdog, A., Tuncay, G., Kose-Mutlu, B., Wiesner, M., & Koyuncu, I. (2021). Effect of solution chemistry on filtration performances and fouling potential of membrane processes for rare earth element recovery from red mud. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(43), 61137-61150. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14680-1>
- Silvestri, L., Forcina, A., Silvestri, C., & Traverso, M. (2021). Circularity potential of rare earths for sustainable mobility : Recent developments, challenges and future prospects. *Journal of Cleaner Production*, 292. (rayyan-1251264656). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126089>
- Simoni, M., Kuhn, E. P., Morf, L. S., Kuendig, R., & Adam, F. (2015). Urban mining as a contribution to the resource strategy of the canton of Zurich. *Waste Management*, 45, 10-21-21. (rayyan-1251264250). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.045>
- Sinha, M. K., Pramanik, S., Kumari, A., Sahu, S. K., Prasad, L. B., Jha, M. K., Yoo, K., & Pandey, B. D. (2017). Recovery of value added products of Sm and Co from waste SmCo magnet by hydrometallurgical route. *Separation and Purification Technology*, 179, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.01.056>
- Söldner, A., & König, B. (2020). Optical analysis and separation of trivalent lanthanides in deep eutectic solvents. *Journal of Rare Earths*, 38(7), 784-792. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2019.11.001>
- Song, G., Yuan, W., Zhu, X., Wang, X., Zhang, C., Li, J., Bai, J., & Wang, J. (2017). Improvement in rare earth element recovery from waste trichromatic phosphors by mechanical activation. *Journal of Cleaner Production*, 151, 361-370. (rayyan-726050356). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.086>
- Song, Q., Wang, Z., & Li, J. (2012). Residents' behaviors, attitudes, and willingness to pay for recycling e-waste in macau. *Journal of Environmental Management*, 106, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.036>
- Sposato, C., Catizzzone, E., Blasi, A., Forte, M., Romanelli, A., Morgana, M., Braccio, G., Giordano, G., & Migliori, M. (2021). Towards the circular economy of rare earth elements : Lanthanum leaching

- from spent FCC catalyst by acids. *Processes*. (rayyan-726049114).
<https://doi.org/10.3390/pr9081369>
- Sprecher, B., Kleijn, R., & Gert Jan Kramer. (2014). Recycling potential of neodymium : The case of computer hard disk drives. *Environmental Science & Technology*, 1-8. (rayyan-1273125230).
<https://doi.org/10.1021/es501572z>
- Sprecher, B., Xiao, Y., Walton, A., Speight, J., Harris, R., Kleijn, R., Visser, G., & Gert Jan Kramer. (2014). Life cycle inventory of the production of rare earths and the subsequent production of NdFeB rare earth permanent magnets. *Environmental Science & Technology*, 1-8. (rayyan-726049672).
<https://doi.org/10.1021/es404596q>
- Sroufe, R. (2013). Quality assurance and consumer electronics recycling. *Quality Management in Reverse Logistics*, 73-94-94. (rayyan-1251265699). https://doi.org/10.1007/978-1-4471-4537-0_5
- Sun, B., Li, B., Ma, S., Zhu, M., Dong, C., Xiang, M., Cheng, H., & Yu, Y. (2023). The recycling potential of unregulated waste electrical and electronic equipment in China : Generation, economic value, and cost-benefit analysis. *Journal of Cleaner Production*, 402. (rayyan-1251264620).
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136702>
- Sun, D. T., Gasilova, N., Yang, S., Oveisi, E., & Queen, W. L. (2018). Rapid, selective extraction of trace amounts of gold from complex water mixtures with a metal—organic framework (MOF)/polymer composite. *Journal of the American Chemical Society*, 140(48), 16697-16703.
<https://doi.org/10.1021/jacs.8b09555>
- Sun, M., Hu, X., Peng, L., Fu, P., Ding, W., & Peng, Y. (2015). On the production of Mg-Nd master alloy from NdFeB magnet scraps. *Journal of Materials Processing Technology*, 218, 57-61.
<https://doi.org/10.1016/j.jmatprotec.2014.11.036>
- Sun, X., Do-Thanh, C.-L., Luo, H., & Dai, S. (2014). The optimization of an ionic liquid-based TALSPEAK-like process for rare earth ions separation. *Chemical Engineering Journal*, 239, 392-398.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.041>
- Sun, Z., Xiao, Y., Agterhuis, H., Sietsma, J., & Yang, Y. (2016). Recycling of metals from urban mines—A strategic evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 1-11. (rayyan-726050362).
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.116>

- Surarapu, P. K., Mallela, G., & Ramu, N. (2022). Life cycle assessment of samarium ferrite materials for electronic devices. *Materials Today Proceedings*, 1-5. (rayyan-1273125287). <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.11.255>
- Sverdrup, H. U., Ragnarsdottir, K. V., & Koca, D. (2017). An assessment of metal supply sustainability as an input to policy: Security of supply extraction rates, stocks-in-use, recycling, and risk of scarcity. *Journal of Cleaner Production, Systematic Leadership towards Sustainability*, 140, 359-372. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.085>
- Takahashi, T., Takano, A., Saitoh, T., Nagano, N., Hirai, S., & Shimakage, K. (2001). Separation and recovery of rare earth elements from phosphor sludge in processing plant of waste fluorescent lamp by pneumatic classification and sulfuric acidic leaching. *Shigen-to-Sozai*, 117(7), 579-585. <https://doi.org/10.2473/shigentosozai.117.579>
- Takano, M., Asano, S., & Goto, M. (2022a). Recovery of nickel, cobalt and rare-earth elements from spent nickel-metal-hydride battery: Laboratory tests and pilot trials. *Hydrometallurgy*. (rayyan-726051419). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2022.105826>
- Takano, M., Asano, S., & Goto, M. (2022b). Yttrium recovery process from leaching solution of spent Ni-MH batteries using coprecipitation and solvent extraction. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 1-6. (rayyan-726049302). <https://doi.org/10.15261/serdj.29.79>
- Takeda, O., Nakano, K., & Sato, Y. (2014). Recycling of rare earth magnet waste by removing rare earth oxide with molten fluoride. *Materials Transactions*, 55(2), 334-341. (rayyan-726049259). <https://doi.org/10.2320/matertrans.M-M2013836>
- Takeda, O., Okabe, T. H., & Umetsu, Y. (2004). Phase equilibrium of the system Ag—Fe—Nd, and Nd extraction from magnet scraps using molten silver. *Journal of Alloys and Compounds*, 1-9. (rayyan-726051625). <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2004.02.038>
- Talebi, A., Marra, A., Cesaro, A., Belgiorio, V., & Norli, I. (2018). The recovery of rare earth metals from WEEE leaching solution via liquid-liquid extraction. *Global Nest Journal*, 1-6. (rayyan-726049238). <https://doi.org/10.30955/GNJ.002646>

- Tan, H., Zhang, X., Li, Z., Liang, Q., Wu, J., Yuan, Y., Cao, S., Chen, J., Liu, J., & Qiu, H. (2021). Nitrogen-doped nanoporous graphene induced by a multiple confinement strategy for membrane separation of rare earth. *iScience*, 24(1), 101920. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101920>
- Tan, J., Fabien Jianwei Tan, & Ramakrishna, S. (2022). Transitioning to a circular economy : A systematic review of its drivers and barriers. *Sustainability*, 14(3). (rayyan-1251263532). <https://doi.org/10.3390/su14031757>
- Tan, Q., Deng, C., & Li, J. (2016). Innovative application of mechanical activation for rare earth elements recovering : Process optimization and mechanism exploration. *Scientific Reports*, 1-10. (rayyan-726049644). <https://doi.org/10.1038/srep19961>
- Tan, Q., Dong, Q., Liu, L., Song, Q., Liang, Y., & Li, J. (2017). Potential recycling availability and capacity assessment on typical metals in waste mobile phones : A current research study in China. *Journal of Cleaner Production*, 148, 509-517. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.036>
- Tanaka, Y., Zhang, Q., & Saito, F. (2002). Sonochemical recovery of metals from recording media. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 35(2), 173-177. <https://doi.org/10.1252/jcej.35.173>
- Tang, H., Peng, Z., Tian, R., Ye, L., Zhang, J., Rao, M., & Li, G. (2022). Recycling of platinum-group metals from spent automotive catalysts by smelting. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108709. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108709>
- Tansel, B. (2017). From electronic consumer products to e-wastes : Global outlook, waste quantities, recycling challenges. *Environment International*, 1-11. (rayyan-726050468). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.002>
- Tanvar, H., Barnwal, A., & Dhawan, N. (2020). Characterization and evaluation of discarded hard disc drives for recovery of copper and rare earth values. *Journal of Cleaner Production*, 249, 119377. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119377>
- Tanvar, H., & Dhawan, N. (2019). Extraction of rare earth oxides from discarded compact fluorescent lamps. *Minerals Engineering*, 135, 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.02.041>
- Tanvar, H., & Dhawan, N. (2021). Microwave-assisted carbothermic reduction of discarded rare earth magnets for recovery of neodymium and iron values. *JOM*. (rayyan-726050731). <https://doi.org/10.1007/s11837-020-04409-9>

- Tanvar, H., Kumar, S., & Dhawan, N. (2019). Microwave exposure of discarded hard disc drive magnets for recovery of rare earth values. *JOM*, 1-8. (rayyan-726050732). <https://doi.org/10.1007/s11837-019-03523-7>
- Tanvar, H., Shukla, N., & Dhawan, N. (2020a). Recycling of discarded tubular lights for recovery of rare earth values. *JOM*, 72(2), 823-830. <https://doi.org/10.1007/s11837-019-03890-1>
- Tanvar, H., Shukla, N., & Dhawan, N. (2020b). Recycling of discarded tubular lights for recovery of rare earth values. *JOM*, 72(2), 823-830. <https://doi.org/10.1007/s11837-019-03890-1>
- 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, 209-221-221. (rayyan-756226734). <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.06.018>
- Tezyapar Kara, I., Kremser, K., Wagland, S. T., & Coulon, F. (2023). Bioleaching metal-bearing wastes and by-products for resource recovery: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(6), 3329-3350. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01611-4>
- Thieffry, P. (2009). « La nouvelle hiérarchie des modes de gestion des déchets : Une normativité peu propice à l'analyse du cycle de vie ? ». *Environnement*, (Étude 12).
- Thompson, V. S., Gupta, M., Jin, H., Vahidi, E., Yim, M., Jindra, M. A., Nguyen, V., Fujita, Y., Sutherland, J. W., Jiao, Y., & Reed, D. W. (2018). Techno-economic and life cycle analysis for bioleaching rare-earth elements from waste materials. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-32. (rayyan-726049697). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b02771>
- Thomsen, H. S. (2017). Are the increasing amounts of gadolinium in surface and tap water dangerous? *Acta Radiologica*, 58(3), 259-263. <https://doi.org/10.1177/0284185116666419>
- Timoshev V, Haufe La, Busse O, Hamed H, Seifert M, & Weigand Jj. (2024). Recycling of spent FCC catalysts : Conversion of leached residues to zeolite ZSM-5. *ChemSusChem*, 17(14), e202301642-e202301642. MEDLINE Ultimate (38462539). <https://doi.org/10.1002/cssc.202301642>
- Tong, X., Wang, T., Chen, Y., & Wang, Y. (2018). Towards an inclusive circular economy : Quantifying the spatial flows of e-waste through the informal sector in China. *Resources, Conservation and*

- Recycling*, 135, 163-171-171. (rayyan-1251264450).
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.039>
- Traore, M., Gong, A., Wang, Y., Qiu, L., Bai, Y., Zhao, W., Liu, Y., Chen, Y., Liu, Y., Wu, H., Li, S., & You, Y. (2023). Research progress of rare earth separation methods and technologies. *Journal of Rare Earths*, 41(2), 182-189. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2022.04.009>
- Tu, Y.-J., Chang, C.-K., You, C.-F., & Lou, J.-C. (2010). Recycling of Cu powder from industrial sludge by combined acid leaching, chemical exchange and ferrite process. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 981-985. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.111>
- Tu, Y.-J., & Johnston, C. T. (2018). Rapid recovery of rare earth elements in industrial wastewater by CuFe₂O₄ synthesized from Cu sludge. *Journal of Rare Earths*, 1-8. (rayyan-726050205).
<https://doi.org/10.1016/j.jre.2017.11.009>
- Tunsu, C., Ekberg, C., Foreman, M., & Retegan, T. (2016a). Targeting fluorescent lamp waste for the recovery of cerium, lanthanum, europium, gadolinium, terbium and yttrium. *Transactions of the Institutions of Mining and Metallurgy, Section C: Mineral Processing and Extractive Metallurgy*. (rayyan-726049538). <https://doi.org/10.1080/03719553.2016.1181398>
- Tunsu, C., Ekberg, C., Foreman, M., & Retegan, T. (2016b). Targeting fluorescent lamp waste for the recovery of cerium, lanthanum, europium, gadolinium, terbium and yttrium. *Transactions of the Institutions of Mining and Metallurgy, Section C: Mineral Processing and Extractive Metallurgy*, 1-6. (rayyan-726049538). <https://doi.org/10.1080/03719553.2016.1181398>
- Tunsu, C., Ekberg, C., & Retegan, T. (2014a). Characterization and leaching of real fluorescent lamp waste for the recovery of rare earth metals and Mercury. *Hydrometallurgy*, 144-145, 91-98. (rayyan-726050443). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.01.019>
- Tunsu, C., Ekberg, C., & Retegan, T. (2014b). Characterization and leaching of real fluorescent lamp waste for the recovery of rare earth metals and Mercury. *Hydrometallurgy*, 1-8. (rayyan-726050443). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.01.019>
- Tunsu, C., Jean Baptiste Lapp, Ekberg, C., & Retegan, T. (2016). Selective separation of yttrium and europium using cyanex 572 for applications in fluorescent lamp waste processing. *Hydrometallurgy*, 1-9. (rayyan-726050432). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.10.012>

- Tunsu, C., Petranikova, M., Ekberg, C., & Retegan, T. (2016). A hydrometallurgical process for the recovery of rare earth elements from fluorescent lamp waste fractions. *Separation and Purification Technology*, 161, 172-186. (rayyan-726049966). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.048>
- Tunsu, C., Petranikova, M., Gergoric, M., Ekberg, C., & Retegan, T. (2015). Reclaiming rare earth elements from end-of-life products: A review of the perspectives for urban mining using hydrometallurgical unit operations. *Hydrometallurgy*, 1-20. (rayyan-726050440). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2015.06.007>
- Uda, T. (2002). Recovery of rare earths from magnet sludge by FeCl₂. *Materials Transactions*, 1-8. (rayyan-726051202). <https://doi.org/10.2320/matertrans.43.55>
- Ueberschaar, M., & Rotter, V. S. (2015). Enabling the recycling of rare earth elements through product design and trend analyses of hard disk drives. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1-33. (rayyan-726050817). <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0347-6>
- Usma, C. L., Dourdain, S., Arrachart, G., & Pellet-Rostaing, S. (2021). Solvent extraction of rare earths elements from nitrate media in DMDOHEMA/ionic liquid systems : Performance and mechanism studies. *RSC Advances*, 11(50), 31197-31207. <https://doi.org/10.1039/D1RA05359K>
- Vahidi, E., & Zhao, F. (2016). Life cycle analysis for solvent extraction of rare earth elements from aqueous solutions. *REWAS 2016: Towards Materials Resource Sustainability*, 1-8. (rayyan-10656741). https://doi.org/10.1007/978-3-319-48768-7_17
- Vahidi, E., & Zhao, F. (2017). Environmental life cycle assessment on the separation of rare earth oxides through solvent extraction. *Journal of Environmental Management*, 1-9. (rayyan-726050269). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.076>
- Valero, A., Calvo, G., Valero, A., & Torrubia, J. (2023). Moving towards a circular or a spiral economy? : The link between critical raw materials and sustainable societal transitions. *Critical Materials and Sustainability Transition*, 131-144-144. (rayyan-1251263779). <https://doi.org/10.1201/9781003218920-8>

- Van Loy, S., Binnemans, K., & Van Gerven, T. (2018). Mechanochemical-assisted leaching of lamp phosphors : A green engineering approach for rare-earth recovery. *Engineering*, 4(3), 398-405. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2018.05.015>
- van Nielen, S. S., Kleijn, R., Sprecher, B., Miranda Xicotencatl, B., & Tukker, A. (2022). Early-stage assessment of minor metal recyclability. *Resources, Conservation and Recycling*, 176, 105881. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105881>
- Varghese, A. T., Carlin Geor Malar, Seenuvasan, M., & Jayapradha, V. (2024). Neodymium recovery from permanent magnets : A breakthrough approach using deep eutectic solvents and mica. *Journal of Molecular Liquids*. (rayyan-726050102). <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2023.123690>
- Vats, M. C., & Singh, S. K. (2015). Assessment of gold and silver in assorted mobile phone printed circuit boards (PCBs): Original article. *Waste Management*, 45, 280-288. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.002>
- Venkatesan, P., Sun, Z. H. I., Sietsma, J., & Yang, Y. (2018). An environmentally friendly electro-oxidative approach to recover valuable elements from NdFeB magnet waste. *Separation and Purification Technology*, 191, 384-391. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.09.053>
- Venkatesan, P., Tom Vander Hoogerstraete, Hennebel, T., Binnemans, K., Sietsma, J., & Yang, Y. (2018). Selective electrochemical extraction of REEs from NdFeB magnet waste at room temperature. *Green Chemistry*, 1-12. (rayyan-726049615). <https://doi.org/10.1039/c7gc03296j>
- Venkatesan, P., Vander Hoogerstraete, T., Binnemans, K., Sun, Z., Sietsma, J., & Yang, Y. (2018). Selective extraction of rare-earth elements from NdFeB magnets by a room-temperature electrolysis pretreatment step. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(7), 9375-9382. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b01707>
- Wakolbinger, T., Toyasaki, F., Nowak, T., & Nagurney, A. (2014). When and for whom would e-waste be a treasure trove? Insights from a network equilibrium model of e-waste flows. *International Journal of Production Economics*, 154, 263-273-273. (rayyan-1251264719). <https://doi.org/10.1016/j.ijpe.2014.04.025>

- Wall, F., & Pell, R. (2020). Responsible sourcing of rare earths : Exploration-stage intervention including life cycle assessment. *Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths*. (rayyan-1284578465). <https://doi.org/10.1016/bs.hpcrc.2020.10.001>
- Wan, Y., & Yang, L. (2024). Differential recycling strategies and government intervention in a closed-loop supply chain. *Computers & Industrial Engineering*, 187. (rayyan-1251264911). <https://doi.org/10.1016/j.cie.2023.109816>
- Wang, J., Huang, X., Cui, D., Wang, L., Feng, Z., Hu, B., Long, Z., & Zhao, N. (2017). Recovery of rare earths and aluminum from FCC waste slag by acid leaching and selective precipitation. *Journal of Rare Earths*, 35(11), 1141-1148. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2017.05.011>
- Wang, J., Huang, X., Wang, L., Wang, Q., Yan, Y., Zhao, N., Cui, D., & Feng, Z. (2017). Kinetics study on the leaching of rare earth and aluminum from FCC catalyst waste slag using hydrochloric acid. *Hydrometallurgy*, 1-8. (rayyan-726050427). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2017.06.007>
- Wang, K., Adidharma, H., Radosz, M., Wan, P., Xu, X., Russell, C. K., Tian, H., Fan, M., & Yu, J. (2017). Recovery of rare earth elements with ionic liquids. *Green Chemistry*, 19(19), 4469-4493. <https://doi.org/10.1039/C7GC02141K>
- Wang, L. Y., Guo, Q. J., & Lee, M. S. (2019). Recent advances in metal extraction improvement : Mixture systems consisting of ionic liquid and molecular extractant. *Separation and Purification Technology*, 210, 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.08.016>
- Wang, P., Yang, Y.-Y., Heidrich, O., Chen, L.-Y., Chen, L.-H., Fishman, T., & Chen, W.-Q. (2024). Regional rare-earth element supply and demand balanced with circular economy strategies. *Nature Geoscience*, 17(1), 94-102. <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01350-9>
- Wang, Q.-Q., Wang, L., Zhao, S., Li, F.-P., Chen, W.-Q., & Wang, P. (2025). A critical life cycle assessment of present and potential rare earth circularity routes from permanent magnets. *Resources, Conservation and Recycling*, 215, 108106. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.108106>
- Wang, S., Xiong, Z., Wang, L., Yang, X., Yan, X., Li, Y., Zhang, C., & Liang, T. (2022). Potential hot spots contaminated with exogenous, rare earth elements originating from e-waste dismantling and

- p recycling.
- Environmental Pollution*
- , 1-11. (rayyan-726050464).
-
- <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119717>
- Wang, W., Liu, Y., Xu, A., Yang, H., Cui, H., & Chen, J. (2012). Solvent extraction of yttrium by task-specific ionic liquids bearing carboxylic group. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 20(1), 40-46. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(12\)60361-9](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(12)60361-9)
- Wang, W., Tian, Y., Zhu, Q., & Zhong, Y. (2017). Barriers for household e-waste collection in China : Perspectives from formal collecting enterprises in liaoning province. *Journal of Cleaner Production*, 153, 299-308. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.202>
- Wang, W., Yang, H., Cui, H., Zhang, D., Liu, Y., & Chen, J. (2011). Application of bifunctional ionic liquid extractants [A336][CA-12] and [A336][CA-100] to the lanthanum extraction and separation from rare earths in the chloride medium. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(12), 7534-7541. <https://doi.org/10.1021/ie2001633>
- Wang, Y., Gong, A., Qiu, L., Bai, Y., Liu, Y., Gao, G., & Zhao, W. (2024). Preparation of micron-sized alginate-based particles for rare earth adsorption. *Colloid and Polymer Science*, 1-10. (rayyan-756226801). <https://doi.org/10.1007/s00396-024-05241-2>
- Wang, Y., Huang, C., Li, F., Dong, Y., Zhao, Z., & Sun, X. (2016). The development of sustainable yttrium separation process from rare earth enrichments using bifunctional ionic liquid. *Separation and Purification Technology*, 162, 106-113. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.042>
- Wang, Y., Sun, B., Gao, F., Chen, W., & Nie, Z. (2022). Life cycle assessment of regeneration technology routes for sintered NdFeB magnets. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-14. (rayyan-726050752). <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02081-6>
- Wang, Z., Zhang, B., Yin, J., & Zhang, X. (2011). Willingness and behavior towards e-waste recycling for residents in Beijing city, china. *Journal of Cleaner Production*, 19(9-10), 977-984. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.09.016>
- West, J. (2020). Extractable global resources and the future availability of metal stocks: “Known unknowns” for the foreseeable future. *Resources Policy*, 65, 101574. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101574>

- Widmer, R., Oswald-Krapf, H., Sinha-Khetriwal, D., Schnellmann, M., & Böni, H. (2005). Global perspectives on e-waste. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(5), 436-458-458. (rayyan-1251265618). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.04.001>
- Wilts, H., Bringezu, S., Bleischwitz, R., Lucas, R., & Wittmer, D. (2011). Challenges of metal recycling and an international covenant as possible instrument of a globally extended producer responsibility. *Waste Management and Research*, 29(9), 902-910. (rayyan-1284424005). <https://doi.org/10.1177/0734242x11415311>
- Wu, D., Gao, Y., Li, W., Zheng, X., Chen, Y., & Wang, Q. (2016). Selective adsorption of La³⁺ using a tough alginate-ClayPoly(n-isopropylacrylamide) hydrogel with hierarchical pores and reversible Re-deswelling/swelling cycles. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-12. (rayyan-726049701). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b01691>
- Wu, S., Bie, C., Gao, Y., & Sun, X. (2024). A novel bifunctional ionic liquid [N1888][OOB] for the separation of rare earth and transition metal in NdFeB magnet. *Materials Today Sustainability*, 1-7. (rayyan-726050095). <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2024.100713>
- Wu, X., Wang, Z., Xia, C., Shi, X., Luo, T., Bao, X., Liu, R., & Xie, S. (2020). Kinetics study on leaching of rare earth and aluminum from polishing powder waste using hydrochloric acid. *Journal of Rare Earths*, 38(9), 1009-1018. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2020.04.004>
- Wu, Y., Song, M., Zhang, Q., & Wang, W. (2021). Review of rare-earths recovery from polishing powder waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 171, 105660. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105660>
- Wu, Y., Wang, B., Zhang, Q., Li, R., & Yu, J. (2014). A novel process for high efficiency recovery of rare earth metals from waste phosphors using a sodium peroxide system. *RSC Advances*, 1-6. (rayyan-726051297). <https://doi.org/10.1039/c3ra46381h>
- Xavier, L. H., Ottoni, M., & Abreu, L. P. P. (2023). A comprehensive review of urban mining and the value recovery from e-waste materials. *Resources, Conservation and Recycling*, 190, 106840. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106840>

- Xia, K., Csetenyi, L., & Geoffrey Michael Gadd. (2020). Monazite transformation into Ce- and La-containing oxalates by aspergillus niger. *Environmental Microbiology*, 22(4), 1635-1648. (rayyan-2244873). <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14964>
- Xia, Q., Du, D., Cao, W., Wang, S., & Li, X. (2024). The paradox of waste geography ? Dynamic evolution and quality evaluation of the global rare earth recycling trade network. *Resources Policy*, 1-16. (rayyan-1273125259). <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.104592>
- Xiao, F., Hu, W., Zhao, J., & Zhu, H. (2023). Technologies of recycling REEs and iron from NdFeB scrap. *Metals*, 13(4), 779-798. (rayyan-726049170). <https://doi.org/10.3390/met13040779>
- Xie, B., Liu, C., Wei, B., Wang, R., & Ren, R. (2023). Recovery of rare earth elements from waste phosphors via alkali fusion roasting and controlled potential reduction leaching. *Waste Management*, 1-9. (rayyan-726051335). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.03.029>
- Xu, G., Yano, J., & Sakai, S. (2016). Scenario analysis for recovery of rare earth elements from end-of-life vehicles. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1-14. (rayyan-726050814). <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0487-y>
- Xu, T., Zheng, X., Ji, B., Xu, Z., Bao, S., Zhang, X., Li, G., Mei, J., & Li, Z. (2024). Green recovery of rare earth elements under sustainability and low carbon : A review of current challenges and opportunities. *Separation and Purification Technology*, 330, 125501. (rayyan-726049917). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125501>
- Yadav, R., Debadutta Kumar Panda, & Kumar, S. (2022). Understanding the individuals? motivators and barriers of e-waste recycling : A mixed-method approach. *Journal of Environmental Management*, 324. (rayyan-1251264570). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116303>
- Yamashita, M., Akai, T., Murakami, M., & Oki, T. (2018). Recovery of LaPO₄:Ce,Tb from waste phosphors using high-gradient magnetic separation. *Waste Management*, 79, 164-168. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.038>
- Yang, D., Gao, S., Hong, J., Ye, L., Ma, X., Qi, C., & Li, X. (2019). Life cycle assessment of rare earths recovery from waste fluorescent powders—A case study in China. *Waste Management*, 1-11. (rayyan-1273125248). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.08.038>

- Yang, D., Yu, M., Zhao, Y., Cheng, M., & Mei, G. (2023). Leaching kinetics of Y and Eu from waste phosphors under microwave irradiation. *Processes*. (rayyan-726051165). <https://doi.org/10.3390/pr11071939>
- Yang, F., Baba, Y., Kubota, F., Kamiya, N., & Goto, M. (2012). Extraction and separation of rare earth metal ions with DODGAA in ionic liquids. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 19(0), 69-76. <https://doi.org/10.15261/serdj.19.69>
- Yang, F., Kubota, F., Baba, Y., Kamiya, N., & Goto, M. (2013). Selective extraction and recovery of rare earth metals from phosphor powders in waste fluorescent lamps using an ionic liquid system. *Journal of Hazardous Materials*, 1-10. (rayyan-726050253). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.026>
- Yang, F., Kubota, F., Kamiya, N., & Goto, M. (2013). A comparative study of ionic liquids and a conventional organic solvent on the extraction of rare-earth ions with TOPO. *Solvent Extraction Research and Development, Japan*, 20(0), 225-232. <https://doi.org/10.15261/serdj.20.225>
- Yang, Y., Lan, C., Wang, Y., Zhao, Z., & Li, B. (2020). Recycling of ultrafine NdFeB waste by the selective precipitation of rare earth and the electrodeposition of iron in hydrofluoric acid. *Separation and Purification Technology*, 230, 115870. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115870>
- Yano, J., Muroi, T., & Sakai, S. (2016). Rare earth element recovery potentials from end-of-life hybrid electric vehicle components in 2010-2030. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 1-10. (rayyan-726050816). <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0360-4>
- Yano, J., Xu, G., Liu, H., Toyoguchi, T., Iwasawa, H., & Sakai, S. (2019). Resource and toxic characterization in end-of-life vehicles through dismantling survey. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. (rayyan-726050809). <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00902-9>
- Yao, Y., Farac, N., & Azimi, G. (2018). Recycling of rare earth element from nickel metal hydride battery utilizing supercritical fluid extraction. *ECS Transactions*, 1-12. (rayyan-726049369). <https://doi.org/10.1149/08513.0405ecst>
- Ye, Q., Jin, X., Zhu, B., Gao, H., & Wei, N. (2023). Lanmodulin-functionalized magnetic nanoparticles as a highly selective biosorbent for recovery of rare earth elements. *Environmental Science & Technology*, 57(10), 4276-4285. (rayyan-2243986). <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08971>

- Ye, Q., Wang, D., & Wei, N. (2024). Engineering biomaterials for the recovery of rare earth elements. *Trends in Biotechnology*, 42(5), 575-590. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2023.10.011>
- Yeh, C.-H., & Xu, Y. (2013). Sustainable planning of e-waste recycling activities using fuzzy multicriteria decision making. *Journal of Cleaner Production*, 52, 194-204-204. (rayyan-1251265629). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.003>
- Yin, J., Gao, Y., & Xu, H. (2014). Survey and analysis of consumers' behaviour of waste mobile phone recycling in China. *Journal of Cleaner Production*, 65, 517-525. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.006>
- Yin, X., Wu, Y., Wang, L., & Zuo, T. (2020). Recovery of Eu from waste blue phosphors (BaMgAl₁₀O₁₇: Eu²⁺) by a sodium peroxide system: kinetics and mechanism aspects. *Minerals Engineering*, 151, 106333. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106333>
- Yin, Z., Ma, J., Liu, Y., He, J., & Guo, Z. (2022). New pathway exploring the effectiveness of waste recycling policy : A quasi-experiment on the effects of perceived policy effectiveness. *Journal of Cleaner Production*, 363, 132569. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132569>
- Yu, B.-S., Jiang, J.-L., & Yang, C.-C. (2019). Conversion of lanthanum and cerium recovered from hazardous waste polishing powders to hazardous ammonia decomposition catalysts. *Journal of Hazardous Materials*, 1-7. (rayyan-726050247). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120773>
- Yu, J.-F., Fu, J., Cheng, H., & Cui, Z. (2017). Recycling of rare earth particle by mini-hydrocyclones. *Waste Management*, 61, 362-371. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.014>
- Zakotnik, M., Harris, I. R., & Williams, A. J. (2009). Multiple recycling of NdFeB-type sintered magnets. *Journal of Alloys and Compounds*, 469(1-2), 314-321. (rayyan-726050378). <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2008.01.114>
- Zeng, X., Mathews, J. A., & Li, J. (2018). Urban mining of E-waste is becoming more cost-effective than virgin mining. *Environmental Science & Technology*, 52(8), 4835-4841-4841. (rayyan-1251264189). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04909>
- Zhang, H., McDowell, R. G., Martin, L. R., & Qiang, Y. (2016). Selective extraction of heavy and light lanthanides from aqueous solution by advanced magnetic nanosorbents. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 1-9. (rayyan-726049731). <https://doi.org/10.1021/acsami.6b01550>

- Zhang, J., Anawati, J., Yao, Y., & Azimi, G. (2018). Aeriometallurgical extraction of rare earth elements from a NdFeB magnet utilizing supercritical fluids. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 1-13. (rayyan-726049688). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b03992>
- Zhang, J., Anawati, J., Yao, Y., & Azimi, G. (2019). Supercritical fluid extraction for urban mining of rare earth elements. *Minerals, Metals and Materials Series*. (rayyan-726050905). https://doi.org/10.1007/978-3-030-05740-4_7
- Zhang, J., & Azimi, G. (2020). Supercritical fluid extraction of rare earth elements from waste fluorescent lamp. *Minerals, Metals and Materials Series*, 1-13. (rayyan-726050896). https://doi.org/10.1007/978-3-030-36758-9_9
- Zhang, J., & Azimi, G. (2022). Recovery of terbium, europium, and yttrium from waste fluorescent lamp using supercritical fluid extraction. *Minerals, Metals and Materials Series*, 1-10. (rayyan-726050872). https://doi.org/10.1007/978-3-030-92563-5_29
- Zhang, J., Chen, N., Morozova, V., Voznyy, O., & Azimi, G. (2023a). Investigating metal-tributyl phosphate complexes during supercritical fluid extraction of the NdFeB magnet using density functional theory and X-ray absorption spectroscopy. *Inorganic Chemistry*. (rayyan-726049745). <https://doi.org/10.1021/acs.inorgchem.2c04508>
- Zhang, J., Chen, N., Morozova, V., Voznyy, O., & Azimi, G. (2023b). Investigating Metal-Tributyl Phosphate Complexes during Supercritical Fluid Extraction of the NdFeB Magnet Using Density Functional Theory and X-ray Absorption Spectroscopy. *Inorganic Chemistry*. (rayyan-726049745). <https://doi.org/10.1021/acs.inorgchem.2c04508>
- Zhang, S., Ding, Y., Liu, B., & Chang, C. (2017). Supply and demand of some critical metals and present status of their recycling in WEEE. *Waste Management*, 1-15. (rayyan-726051336). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.003>
- Zhang, S., Liu, H., Pan, D., Tian, J., Liu, Y., & Volinsky, A. A. (2015). Complete recovery of Eu from BaMgAl10O17:Eu2+ by alkaline fusion and its mechanism. *RSC Advances*, 1-7. (rayyan-726051296). <https://doi.org/10.1039/c4ra12879f>
- Zhao, H., Xia, S., & Ma, P. (2005). Use of ionic liquids as 'green' solvents for extractions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80(10), 1089-1096. <https://doi.org/10.1002/jctb.1333>

- Zhao, Z., Baba, Y., Kubota, F., Kamiya, N., & Goto, M. (2014). Synergistic extraction of rare-earth metals and separation of scandium using 2-thenoyltrifluoroacetone and tri-*n*-octylphosphine oxide in an ionic liquid system. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 47(8), 656-662. <https://doi.org/10.1252/jcej.14we360>
- Zhao, Z., Qiu, Z., Yang, J., Lu, S., Cao, L., Zhang, W., & Xu, Y. (2017). Recovery of rare earth elements from spent fluid catalytic cracking catalysts using leaching and solvent extraction techniques. *Hydrometallurgy*, 1-6. (rayyan-726050430). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.11.013>
- Zheng, X., Liu, E., Zhang, F., Yan, Y., & Pan, J. (2016). Efficient adsorption and separation of dysprosium from NdFeB magnets in an acidic system by ion imprinted mesoporous silica sealed in a dialysis bag. *Green Chemistry*, 1-10. (rayyan-726049620). <https://doi.org/10.1039/c6gc01426g>
- Zheng, X., Wang, C., Dai, J., Shi, W., & Yan, Y. (2015). Design of mesoporous silica hybrid materials as sorbents for the selective recovery of rare earth metals. *Journal of Materials Chemistry A*, 1-9. (rayyan-726049628). <https://doi.org/10.1039/c4ta06860b>
- Zheng, X., Zhang, Y., Bian, T., Zhang, Y., Li, Z., & Pan, J. (2020). Oxidized carbon materials cooperative construct ionic imprinted cellulose nanocrystals films for efficient adsorption of Dy(III). *Chemical Engineering Journal*, 381, 122669. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122669>
- Zheng, X., Zhang, Y., Zhang, F., Li, Z., & Yan, Y. (2018). Dual-template docking oriented ionic imprinted bilayer mesoporous films with efficient recovery of neodymium and dysprosium. *Journal of Hazardous Materials*, 1-9. (rayyan-726050250). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.022>
- Zhong, C., Geng, Y., Ge, Z., Rui, X., Liang, J., & Wei, W. (2023). Promoting future sustainable utilization of rare earth elements for efficient lighting technologies. *Environmental Research Letters*, 18(7). (rayyan-1251264043). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acdf74>
- Zhou, K., Wang, A., Zhang, D., Zhang, X., & Yang, T. (2017). Sulfuric acid leaching of Sm-Co alloy waste and separation of samarium from cobalt. *Hydrometallurgy*, 1-5. (rayyan-726050426). <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2017.09.014>
- Zhou, Q., Yang, H., Yan, C., Luo, W., Li, X., & Zhao, J. (2016). Synthesis of carboxylic acid functionalized diatomite with a micro-villous surface via UV-induced graft polymerization and its adsorption

- properties for lanthanum(III) ions. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 501, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2016.04.030>
- Zielinski, M., Cassayre, L., Coppey, N., & Biscans, B. (2021). Pilot-scale lanthanide precipitation from sulfate-based spent Ni-MH battery leachates : Thermodynamic-based choice of operating conditions. *Crystal Growth & Design*, 1-13. (rayyan-726049788). <https://doi.org/10.1021/acs.cgd.1c00834>
- Zielinski, M., Cassayre, L., Destrac, P., Coppey, N., Garin, G., & Biscans, B. (2020). Leaching mechanisms of industrial powders of spent nickel metal hydride batteries in a pilot-scale reactor. *ChemSusChem*, 1-13. (rayyan-726050929). <https://doi.org/10.1002/cssc.201902640>
- Zimmermann, T. (2017). Uncovering the fate of critical metals tracking dissipative losses along the product life cycle. *Journal of Industrial Ecology*, 1-14. (rayyan-726049419). <https://doi.org/10.1111/jiec.12492>
- Zimmermann, T., & Gößling-Reisemann, S. (2013). Critical materials and dissipative losses : A screening study. *Science of the Total Environment*, 461-462, 774-780. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.040>
- Zimmermann, T., & Gößling-Reisemann, S. (2014). Recycling potentials of critical metals-analyzing secondary flows from selected applications. *Resources*, 3(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/resources3010291>
- Zoeteman, B. C. J., Krikke, H. R., & Venselaar, J. (2010). Handling WEEE waste flows : On the effectiveness of producer responsibility in a globalizing world. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 47(5), 415-436-436. (rayyan-1251265619). <https://doi.org/10.1007/s00170-009-2358-3>
- Zytnick, A. M., Gutenthaler-Tietze, S. M., Aron, A. T., Reitz, Z. L., Phi, M. T., Good, N. M., Petras, D., Daumann, L. J., & Martinez-Gomez, N. C. (2024). Identification and characterization of a small-molecule metallophore involved in lanthanide metabolism. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(32), e2322096121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2322096121>