

Valorisation des déchets et bénéfices environnementaux : un long fleuve pas si tranquille

A. Ventura

¹ Université Gustave Eiffel, All. des Ponts et Chaussées, 44340 Bouguenais

RESUME Parmi les solutions couramment envisagées pour réduire les impacts sur l'environnement, la valorisation des déchets apparaît comme une des voies majeures. L'objectif de cet article est de montrer que valorisation des déchets et préservation de l'environnement, et en particulier lutte contre le changement climatique, ne vont pas forcément de pair, et de discuter des conditions dans lesquelles ces actions sont réellement bénéfiques en se basant sur l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). A partir des concepts de l'ACV et de la gestion des déchets, il est montré qu'il n'y a aucune raison de considérer *a priori* la valorisation des déchets comme étant synonyme de bénéfices pour l'environnement ou pour le changement climatique. Ces bénéfices environnementaux ne peuvent pas être posés comme un postulat, ils dépendent de la différence entre les impacts environnementaux additionnels des procédés de valorisation, et ceux évités par la substitution du produit issu de la valorisation à un autre produit existant. Cette substitution est au cœur de la performance environnementale de la valorisation, et dépend elle-même de trois conditions. En premier lieu, l'équivalence fonctionnelle entre produit issu de la valorisation et produit substitué doit être considérée par des études reliant caractérisation des matériaux (déchets et produit valorisé) et génie des procédés. Deuxièmement, une adéquation est nécessaire entre les quantités de déchet disponible, de produit valorisé et les quantités consommées sur une zone géographique donnée. Troisièmement, une analyse de la compétitivité économique du produit valorisé. La démarche remet en cause une manière courante concevoir les innovations, où les recherches collaboratives sont souvent disciplinaires avec des tâches avançant de manière parallèle. Ici, l'approche nécessite des échanges réguliers et des apports itératifs d'une discipline à une autre pour avancer progressivement dans le développement des solutions.

Mots-clefs recyclage, économie circulaire, sciences des procédés, sciences des matériaux

I. INTRODUCTION

Parmi les solutions couramment envisagées pour réduire les impacts sur l'environnement, la valorisation des déchets apparaît comme une des voies majeures. En mars 2020, la Commission Européenne a adopté un nouveau plan d'action pour l'économie circulaire qu'elle définit comme l'un des principaux éléments constitutifs du Green Deal européen (European Commission, 2020).

Selon cette stratégie politique, la transition de l'UE vers une économie circulaire permettra notamment (European Commission, 2020) : « de réduire la pression sur les ressources naturelles » et représentera « une condition préalable à la réalisation de l'objectif de neutralité climatique de l'UE en 2050 et à l'arrêt de la perte de biodiversité ».

En génie civil, les acteurs du BTP se sont depuis longtemps emparés de cette question. Les chercheurs comme les industriels ont fait du recyclage une de leurs actions principales pour lutter contre les atteintes à l'environnement. Par exemple, dans un récent rapport sur les stratégies de l'industrie cimentière vers la neutralité carbone (Cao et al., 2021), il est estimé que généraliser la substitution du clinker par divers résidus industriels permettrait de contribuer à environ 20% de réduction des gaz à effet de serre pour les cimenteries nord-américaines, indiennes et chinoises.

L'objectif de cet article est de montrer que valorisation des déchets et préservation de l'environnement, et en particulier lutte contre le changement climatique, ne vont pas forcément de pair, et de discuter des conditions dans lesquelles ces actions sont réellement bénéfiques.

A cet effet, une première partie fait un rappel de définitions, concernant la valorisation des déchets et de concepts généraux liés à la méthode d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) qui est largement utilisée pour démontrer les effets de la valorisation des déchets sur l'environnement. Elle aboutit à une seconde partie qui aborde les questions à se poser lorsque l'on réfléchit à des solutions de valorisation de déchets.

II. RAPPELS DE DEFINITIONS ET DE CONCEPTS

Dans cette partie, les termes et concepts définis sont indiqués en *italique*.

A. Bases de modélisation conceptuelle en ACV

L'ACV est un cadre méthodologique qui permet d'évaluer les impacts environnementaux multiples des produits issus des activités humaines sur tout leur cycle de vie. Ce cadre se décline en une famille de méthodes différentes : les méthodes normatives comme celle de la norme européenne concernant le BTP (CEN, 2012), mais beaucoup d'autres également dont l'une des plus connues est l'empreinte carbone. Malgré leurs diversités, l'ensemble de ces méthodes reposent sur une base de modélisation identique représentée sur la Figure 1. Chaque activité humaine est appelée *processus*, qui se caractérise des *flux* de matières et d'énergies (et parfois d'autres grandeurs comme de la surface terrestre) entrants et sortants de ce *processus*. Il existe deux types de *flux* : les *flux élémentaires* sont ceux qui sont prélevés ou émis directement dans l'environnement, et les *flux intermédiaires* sont ceux qui proviennent ou sont envoyés vers d'autres *processus*. La modélisation ACV quantifie les natures et quantités de ces *flux* pour chaque *processus* (modèle indiqué n°1 sur la Figure 1).

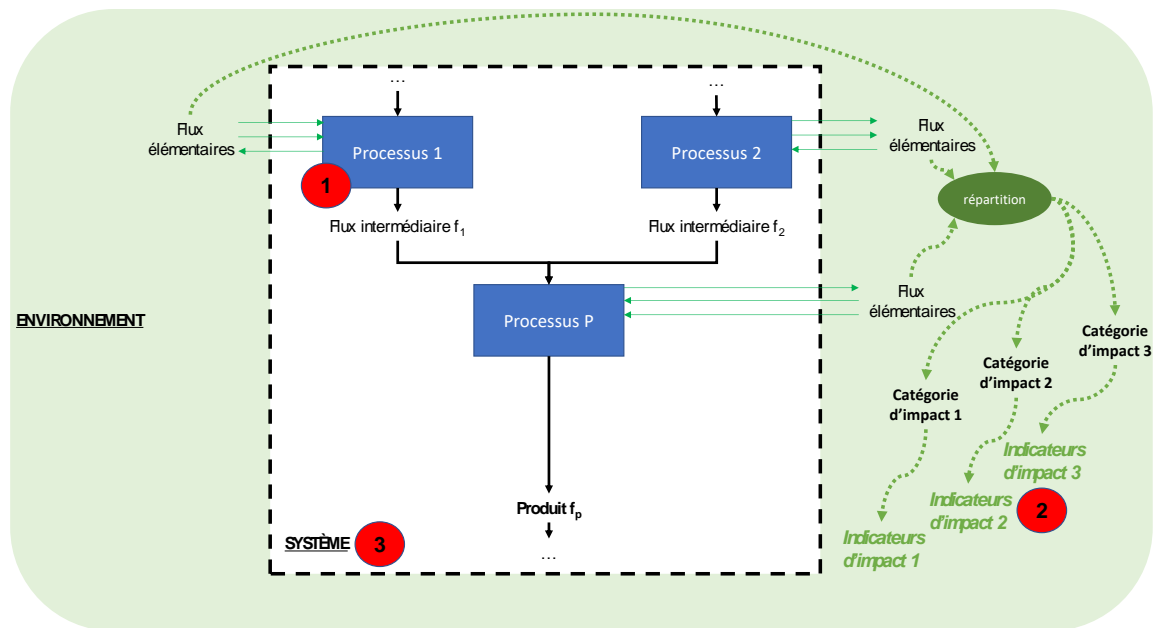


FIGURE 1. Schéma de la modélisation en Analyse de Cycle de Vie

Les *flux élémentaires* sont les seuls responsables des « pollutions », terme vulgarisé qui représente une réalité complexe. La modélisation ACV permet de relier la nature et les quantités de *flux élémentaires* à leurs effets sur l'environnement, appelés *catégories d'impacts*. Les *flux élémentaires* entrants correspondent aux ressources naturelles prélevées dans la nature, tandis que les *flux élémentaires* sortants correspondent aux émissions de substances solides, liquides ou gazeuses dans la nature. Chaque *catégorie d'impact*, comme la raréfaction de l'eau douce, le changement climatique ou la toxicité humaine, représente un type d'effet non souhaité sur l'environnement. Ainsi la notion d'impact environnemental en général n'a pas de sens, cela recouvre de nombreux effets qu'il faut spécifier. Ces effets sont quantifiés par des *indicateurs* issus d'un modèle pour chaque *catégorie d'impact* (modèle indiqué n°2 sur la Figure 1). Le principe de l'ensemble des modèles d'*indicateurs* est le même :

- Chaque *flux élémentaire* provoque une intensité d'effet pour une (ou plusieurs) *catégorie d'impact* qui dépend de sa nature et de sa quantité ;
- L'*indicateur* est la somme des intensités des effets de l'ensemble des *flux élémentaires* qui contribuent à la *catégorie d'impact* considérée.

Enfin, l'ensemble des *processus* et des *flux intermédiaires*, reliés entre eux dans l'objectif d'obtenir le produit étudié, est appelé le *système*. L'ensemble des relations et des règles permettant de définir ce *système*, et notamment ses frontières, est un troisième type de modélisation (modèle indiqué n°3 sur la Figure 1).

Finalement, un *processus* peut être vu comme une « unité polluante », il provoque :

- Des impacts environnementaux directs de par ses propres *flux élémentaires* ;

- Des impacts environnementaux indirects (ou déportés) par les *processus* qui sont liés à lui via ses *flux intermédiaires* (c'est à dire le *système* correspondant au produit dans son ensemble).

Hormis les rares *processus* qui n'impliquent aucune technologie, chaque *processus* est donc synonyme de « pollution » additionnelle.

B. Définitions et concepts concernant la valorisation des déchets

L'économie circulaire ne se limite pas à la gestion des *déchets* (Nikolaou and Tsagarakis, 2021), mais leur *valorisation* est un de ses aspects fondamentaux.

Un *déchet* est défini comme « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » selon la directive européenne 2008/98 (Parlement européen, 2008). La même directive définit également des priorités quant à la gestion des *déchets* qui sont représentées par la pyramide sur la Figure 2. Le terme de *valorisation* comprend de multiples solutions allant du réemploi à la réutilisation, en passant par le recyclage et l'incinération avec récupération d'énergie. Cette dernière solution, bien qu'étant réglementairement considérée comme de la *valorisation* (sous réserve de récupération d'énergie) est également catégorisable en action d'élimination car la matière solide est majoritairement transformée en gaz de manière irréversible et donc définitivement « perdue » pour une utilisation ultérieure. La mise en décharge (ou enfouissement) est également considérée comme une solution d'élimination car il s'agit d'un stockage qui, bien que supposé toujours réversible, est organisé sur le long terme.

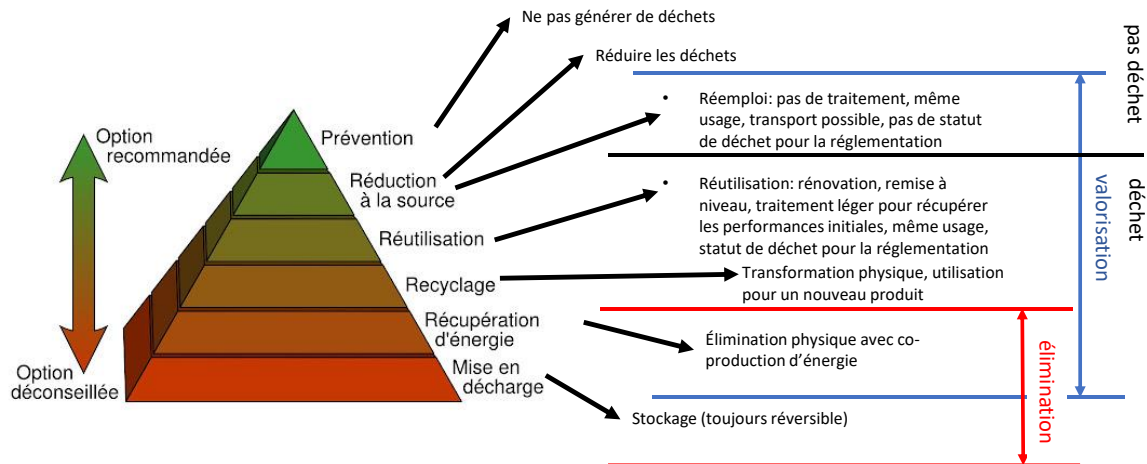


FIGURE 2. Définitions et pyramide de la hiérarchie de la gestion des déchets selon la directive 2008/98 (Parlement européen, 2008)

Lorsqu'un *déchet* est valorisé, cela signifie qu'un nouveau produit est obtenu. La même directive européenne 2008/98 (Parlement européen, 2008) définit les conditions pour lesquelles un *déchet* peut perdre son statut de *déchet*. Sans détailler ici ces conditions, le produit issu de la valorisation d'un *déchet* est appelé *coproduit*, ou encore *produit secondaire*.

C. Discussion de la valorisation des déchets dans la perspective de l'ACV

Dans un *processus* (au sens de l'ACV), les *déchets* et les *coproduits* ont en commun qu'ils sont des *flux* sortants concomitants d'un *processus* qui génère un autre produit dit « principal », et ainsi leur production ne peut pas être évitée. Mais les *déchets* et les *coproduits* diffèrent de par leur destination : les *déchets* ont pour destination un *processus* d'élimination tandis que les *coproduits* ont pour destination un *processus* de *valorisation*. Ceci est représenté par le système de la Figure 3. Le *processus* P, en plus de produire le *flux intermédiaire* désiré f_p , produit deux autres *flux intermédiaires* de manière concomitante :

- Le *flux* f_{p1} qui est destiné à un *processus* de *valorisation* (*processus* V Figure 3), et aboutit au *coproduit* f_{co} ;
- Le *flux* f_{p2} qui est un *déchet* destiné à un *processus* d'élimination (*processus* E Figure 3) qui n'a aucun *flux intermédiaire* sortant car il ne produit rien, c'est le cas du traitement des eaux usées, de l'enfouissement et de l'incinération sans récupération d'énergie.

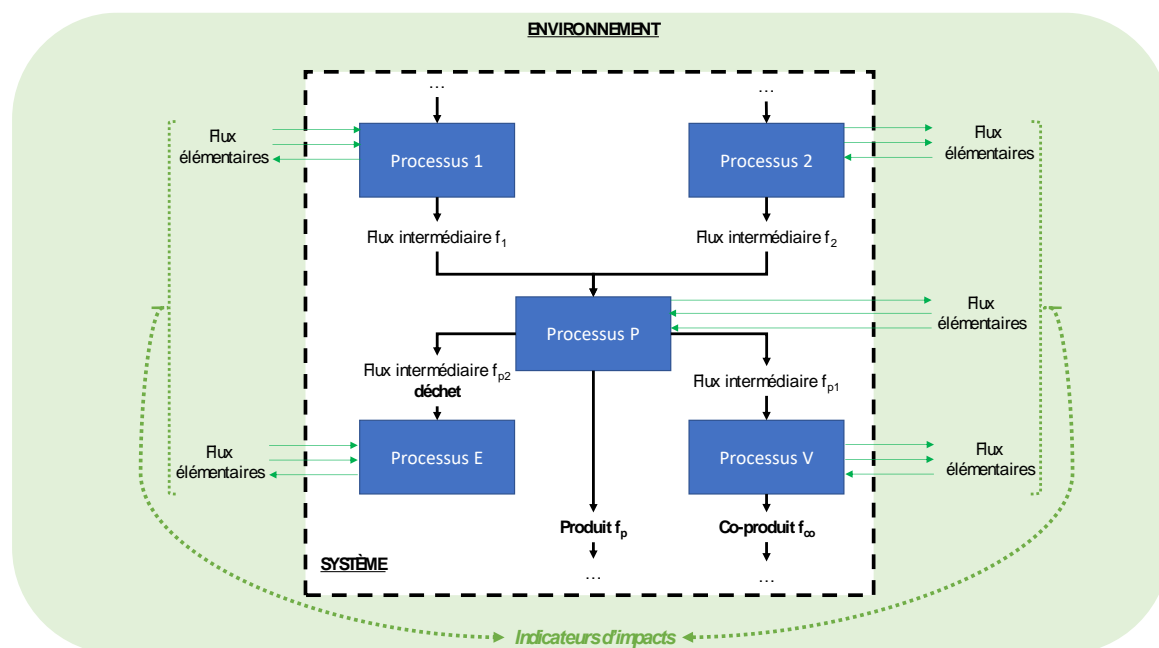


FIGURE 3. Système de production d'un produit avec déchet et coproduit

Une fois le système de la Figure 3 défini, il peut être comparé à celui de la Figure 1 : deux *processus* additionnels ont été ajoutés. On peut donc affirmer sans nuance que la gestion des *déchets*, qu'elle soit par *valorisation* ou élimination, représente une « pollution » additionnelle car comme décrit en partie 2.1, par rapport à la Figure 1, nous avons ajouté deux « unités polluantes » (les processus E et V additionnels) qui génèrent leurs propres *flux élémentaires*.

De ce point de vue, il paraît donc étonnant que la gestion des *déchets* soit perçue comme une amélioration environnementale. Cette intuition favorable repose sur trois raisons principales qui s'inscrivent dans une perspective historique.

La première raison concerne les décharges et incinérations « sauvages » c'est-à-dire non réglementées. Dans la Figure 1, les *déchets* ne sont pas gérés, et les *flux* ne sont donc pas classés comme *flux intermédiaires* mais comme *flux élémentaires* : ils sont directement émis dans l'environnement. La non-gestion des *déchets*, autrement dit leur abandon direct dans la nature, va faire augmenter les indicateurs de certaines catégories d'impacts liées à la « pollution » des eaux et des sols et les incinérations « sauvages » sur la « pollution » atmosphérique. Ces « pollutions » devenues importantes dans les zones urbanisées, ont été à l'origine des premières réglementations (loi du 15 juillet 1975 puis celle du 13 juillet 1992 en droit français) imposant la collecte et le traitement des *déchets* dans des zones dédiées.

La seconde raison concerne l'évitement des décharges réglementaires. A partir des réglementations suscitées, l'accumulation des *déchets* dans les centres d'éliminations (par enfouissement ou incinération) a rendu visibles les quantités de *déchets* générées et l'espace nécessaire à leur traitement, et rendu perceptibles les nuisances visuelles et olfactives accompagnant ces activités. L'évitement de la mise en décharge est donc devenu une priorité politique européenne comme affirmé sur la pyramide de la Figure 2.

La troisième raison concerne la *valorisation* des *déchets*. Celle-ci est tout d'abord vue comme un évitement de l'élimination et notamment de la mise en décharge, mais également comme le moyen de produire des *coproduits* à partir de *déchets*, c'est-à-dire sans avoir recours à des ressources naturelles. Ce dernier concept est appelé *substitution* en ACV (Weidema, 2001). Dans cette optique, il manque donc une partie au *système* de la Figure 3. Cette *substitution* est représentée dans la Figure 4. Le *coproduit* f_{co} est utilisé dans un *processus* (*processus* U Figure 4) qui lui-même a « normalement » recours à un autre produit f_s issu d'un autre *processus* (*processus* S Figure 4) et du *système* correspondant, appelé *système évité*.

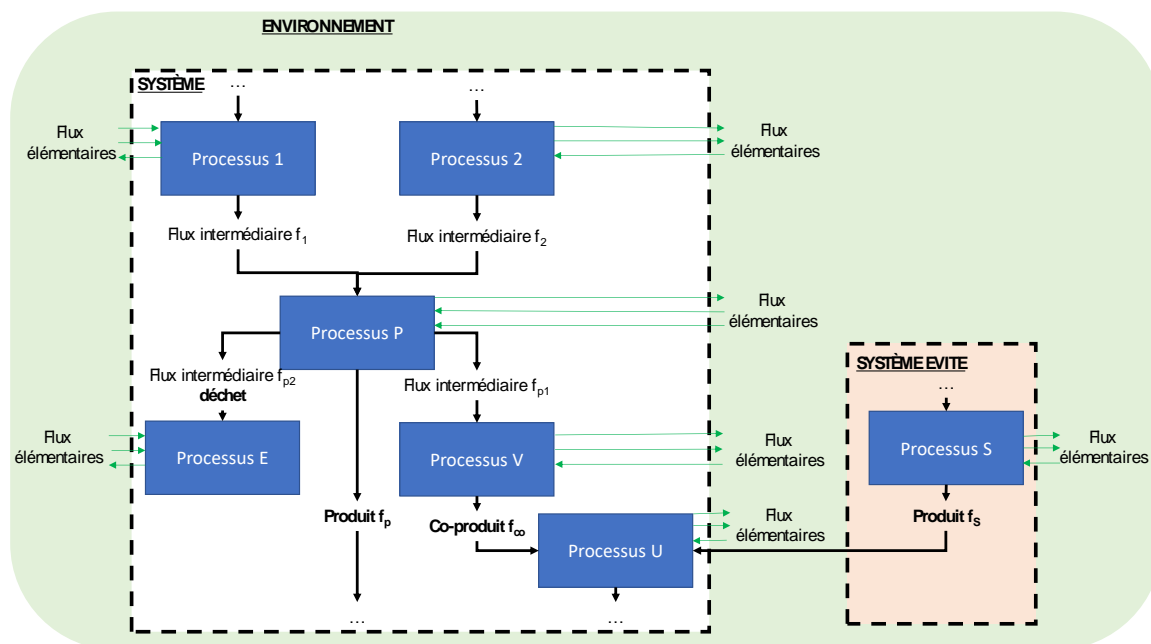


FIGURE 4. Représentation de la substitution liée à la valorisation en ACV

III. QUESTIONS CLES POUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DE LA VALORISATION

À partir des concepts définis en partie 2, il est maintenant possible d'exprimer la question de l'évaluation environnementale de la valorisation. Celle-ci se décline en plusieurs aspects :

- De quels bénéfices environnementaux (catégories d'impacts) parle-t-on ?
- Comment quantifier la substitution ?
- Quelles sont les limites pour une valorisation bénéfique à l'environnement ?

A. De quels bénéfices environnementaux parle-t-on ?

Comme expliqué plus haut, l'ensemble de la réglementation concernant la gestion des déchets repose sur l'évitement de diverses activités. Les bénéfices environnementaux potentiels sont indiqués dans le Tableau 1.

TABLEAU 1. Impacts environnementaux évités par les réglementations concernant la gestion des déchets

Période	Évitement	Principaux flux élémentaires concernés	Bénéfices environnementaux potentiels	
			Catégories d'impact concernées	Aires de protection
Avant 1992	Décharges « sauvages » ^(a)	Substances dans les eaux et les sols	Ecotoxicité, toxicité humaine, eutrophisation	Santé humaine Ecosystèmes
	Incinérations « sauvages » ^(a)	Substances dans l'air	Ecotoxicité, toxicité humaine, ozone photochimique, changement climatique	
1992-2008	Enfouissement réglementaire	Espace occupé	Transformation et occupation des sols	Ecosystèmes
Après 2008	Produit équivalent substitué ^(b)	Tous ^(b)	Tous ^(b)	Tous ^(b)

(a) Non considéré en ACV

(b) Dépend de la substitution considérée

Parmi ces évitements, les incinérations et dépôts « sauvages » ne sont pas considérés en ACV, car la méthode ne prend pas en compte les aspects accidentels : la « normalité d'activités » se fait dans le respect de la réglementation et est prise comme situation de référence. L'évitement de l'enfouissement concerne principalement la non occupation d'espaces car dans ces installations les flux émis dans l'air, l'eau et les sols sont contrôlés et soumis à des seuils réglementaires. Enfin, la substitution à un autre produit équivalent ne donne pas d'information sur les bénéfices car cela dépendra à la fois des impacts générés par l'activité de valorisation et de ceux du système évité considéré.

Ainsi, il n'est pas possible d'affirmer de manière générale, comme le fait la commission européenne en faisant le lien entre économie circulaire et neutralité carbone, quelles catégories d'impacts en sont bénéficiaires, ni l'importance de ce bénéfice, ni même que le bénéfice soit certain. Les résultats de la substitution dépendront de la différence entre les impacts supplémentaires générés par le processus de valorisation et les impacts évités par la substitution. Cette différence est très

dépendante des deux processus (valorisation et substitution) en jeu : du type et des quantités de flux et donc des impacts environnementaux qu'ils génèrent.

A titre d'exemple, l'enfouissement de déchets inertes génère peu d'impacts, et il est légitime de se poser la question de pollutions éventuellement additionnelles en cas de recyclage, en particulier si le produit substitué génère lui aussi peu d'impact. C'est typiquement le cas du béton de démolition, dont le recyclage permet une substitution à des granulats naturels eux-mêmes peu impactants à produire. Le résultat d'une telle substitution est finalement très dépendant des distances à parcourir pour enfouir et/ou recycler (Mousavi et al., 2020) et la valorisation peut donc générer des impacts environnementaux additionnels.

B. Comment quantifier la substitution ?

La substitution est donc la question au cœur de l'évaluation environnementale de la valorisation. Elle est notamment utilisée pour le calcul des impacts évités du module D de la norme européenne du BTP pour l'ACV (CEN, 2012). Dans cette norme, la substitution est évaluée en soustrayant une unité de produit substitué à l'unité du produit valorisé. Cependant, cette évaluation est généralement faite *a posteriori* et s'avère difficile à appliquer lorsque l'on recherche des solutions de valorisation qui n'existent pas encore. Il s'agit donc ici de réfléchir aux conditions favorables à la substitution dans le cadre du développement de solutions nouvelles. On peut émettre trois conditions à respecter pour espérer une substitution effective.

La première condition concerne l'équivalence fonctionnelle : le coproduit et le produit substitué doivent être équivalents dans une situation d'usage similaire. Ainsi, la première question à poser lorsque l'on s'intéresse à valoriser un déchet est : que peut-il remplacer ? Différents choix de substitution sont peut-être possibles selon les déchets et les procédés de valorisation disponibles, mais le produit à substituer fixera alors les contraintes environnementales, c'est-à-dire les limites d'indicateurs maximales à ne pas dépasser par le procédé de valorisation additionnel pour garantir un bénéfice environnemental. Ainsi, des réflexions communes entre science des matériaux, science des procédés et ACV sont nécessaires pour établir les contraintes s'appliquant à une innovation de valorisation. Cette démarche a par exemple été appliquée pour définir un seuil de consommation d'énergie maximal pour le développement d'un procédé de minéralisation servant à valoriser des scories de l'extraction du nickel en ciment silico-magnésien (Quéheille et al. 2021).

La seconde condition concerne l'adéquation entre les quantités produites de coproduits et les quantités consommées des produits qui sont substitués. En effet, les quantités de coproduit (flux f_{p1} et f_{co} Figure 4) sont dites « contraintes » car elles sont physiquement liées aux quantités du produit principal (flux f_p Figure 4), et elles ne sont donc pas produites par rapport à une demande. Or, si les quantités de coproduit s'avèrent supérieures aux quantités consommées, la valorisation aura pour conséquence une augmentation des impacts environnementaux, même si les impacts du coproduit sont inférieurs à ceux du produit substitué (Ventura and Antheaume, 2019). L'adéquation entre flux produits et consommés est liée à une zone géographique et une réflexion est nécessaire pour définir le territoire pertinent à prendre en compte.

La troisième condition concerne la compétitivité économique. Si les coûts de production du coproduit ne permettent pas d'obtenir des prix de marché comparables à ceux des produits substitués, il est fort probable que la substitution espérée ne se produise pas. Une analyse des coûts

est donc indispensable. Elle ne doit pas cependant faire office de couperet, sans avoir intégré les possibles aides publiques et les dispositifs de taxes qui peuvent changer la donne dans un contexte politique favorisant la valorisation.

Des développements de recherche pour développer des méthodes adaptées sont actuellement en cours dans le cadre du projet de recherche Carboval (Ventura et al., 2021) sur la valorisation des scories du nickel en matériaux de construction.

C. Quelles limites à la valorisation ?

En supposant qu'une solution de valorisation ait été évaluée en tenant compte des différentes contraintes de substitution évoquées au-dessus, et que l'on obtienne des bénéfices environnementaux significatifs sur un nombre important de catégories d'impacts, il existe une dernière limite plus difficile à appréhender.

Comme évoqué plus haut, les quantités de coproduits sont « contraintes » car elles dépendent des quantités du produit principal. L'évaluation environnementale part de ce principe et tous les résultats en dépendent. Cependant si la solution de valorisation mise en place rencontre un très fort succès économique et suscite une augmentation de la demande, il est possible que l'on ait une inversion entre coproduit et produit principal : l'objectif du producteur sera alors de produire le coproduit et pour cela il sera prêt à produire plus de produit principal afin de répondre à la demande. Dans cette situation, l'évaluation précédente devient caduque, et il est fort probable que les impacts environnementaux augmentent.

A titre d'exemple, il existe aujourd'hui des forêts exploitées afin de produire exclusivement du granulé de combustion à destination de centrales électriques qui se convertissent aux énergies issues de la biomasse (Mouterde, 2021). Alors que la valorisation des sciures de la production de bois en granulés peut générer des bénéfices environnementaux intéressants, le granulé en tant que produit principal devra être réévalué au regard notamment de son impact sur la ressource forestière et le changement climatique.

IV. CONCLUSION

En partant des concepts fondamentaux de l'ACV, cet article montre pourquoi il n'y a, malgré l'intuition commune et les assertions politiques, aucune raison de considérer a priori la valorisation des déchets comme étant synonyme de bénéfices pour l'environnement ou pour le changement climatique. Il permet de poser les bonnes questions lorsque l'on s'intéresse au développement de produits issus de la valorisation. Ces questions portent d'abord sur les liens entre les procédés de valorisation, la caractérisation des déchets et des produits envisagés, et la définition de produits de substitution cibles. Cette approche implique de la recherche pluridisciplinaire en ingénierie des matériaux et génie des procédés. L'approche initiale doit ensuite être élargie à l'évaluation du contexte économique et territorial pour l'implémentation des solutions innovantes.

Une approche pour répondre à ces enjeux est en cours de développement. La démarche remet en cause une manière courante de mener des recherches collaboratives, qui sont souvent disciplinaires avec des tâches avançant de manière parallèle. Ici, l'approche nécessite des échanges réguliers et

des apports itératifs d'une discipline à une autre pour avancer progressivement dans le développement des solutions.

REFERENCES

Cao, Z., Massanet, E., Tiwari, A., Akolawala, S., 2021. Decarbonizing Concrete: Deep decarbonization pathways for the cement and concrete cycle in the United States, India, and China. Industrial sustainability analysis lab - Climateworks foundation.

CEN, 2012. EN15804 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products.

European Commission, 2020. Circular economy action plan [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/environment/strategy/circular-economy-action-plan_fr (accessed 1.3.22).

Mousavi, M., Ventura, A., Antheaume, N., 2020. Decision-based territorial life cycle assessment for the management of cement concrete demolition waste: Waste Manag. Res. <https://doi.org/10.1177/0734242X20965676>

Mouterde, P., 2021. Le bois, une source d'énergie pas si verte. *Le Monde.fr*.

Nikolaou, I.E., Tsagarakis, K.P., 2021. An introduction to circular economy and sustainability: Some existing lessons and future directions. *Sustain. Prod. Consum.* 28, 600–609. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.06.017>

Quéheille, E., Dauvergne, M., Ventura, A., 2021. Prospective Life Cycle Assessment at Early Stage of Product Development: Application to Nickel Slag Valorization Into Cement for the Construction Sector. *Front. Built Environ.* 7, 130. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2021.743948>

Ventura, A., Antheaume, N., 2019. Environmental assessment of carbon capture and utilization: a new systemic vision – application to valorization of nickel slags, in: Djerbi, A., Omikrine-Metalssi, O., Fen-Chong, T. (Eds.), *Proceedings of the International Workshop CO2 Storage in Concrete*. Presented at the CO2 storage 2019, IFSTTAR, Marne La Vallée, France, pp. 73–79.

Ventura, A., Quéheille, E., Bourgeois, F., 2021. Valorisation intégrée des scories de la pyrométallurgie du nickel. Minéralisation du CO2 dans la chaîne logistique du BTP. *Actes Congrès SIM 2021* 24 p.

Weidema, B., 2001. Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *J. Ind. Ecol.* 4, 11–33. <https://doi.org/10.1162/108819800300106366>