

Retombées toxiques

Les mâchefers d'incinération des déchets dans une économie circulaire

Rapport de recherche - janvier 2022



Résumé

Les mâchefers sont les résidus de combustion présents dans les fours d'incinérateurs de déchets. Produits en grande quantité, leur présence est nocive.

Comme ils sont de manière visible composés en grande partie de sable, de verre et de pierres, leur recyclage semble aller de soi dans une économie circulaire. Mais les mâchefers contiennent également des quantités non négligeables de substances toxiques « hautement préoccupantes » et de polluants organiques persistants (POP).

Ces polluants s'infiltrent dans l'environnement sous différentes conditions et à des moments variables.

L'industrie de l'incinération des déchets ne mentionne pas ces faits lorsqu'elle présente les mâchefers comme des matériaux de construction « verts ». En comparaison à la pollution de l'air directement issue des incinérateurs, les mâchefers sont peu connus du grand public, ce qui facilite ce greenwashing.

Ce rapport s'appuie sur des recherches empiriques indépendantes pour démontrer le danger insidieux que représentent les mâchefers et les carences de la réglementation.

Le risque est accru du fait que les méthodes de contrôle des mâchefers préalables à leur utilisation comme matériaux de construction sont obsolètes.

Une liste de 15 enjeux de santé publique et de sécurité est présentée en conclusion, en lien avec l'utilisation des mâchefers dans les produits à base de ciment et comme sous-couche routière.

Les appels à soutenir le recyclage des mâchefers dans le cadre d'une économie circulaire sont prématurés et le principe de précaution exige de cesser toute utilisation en cours. Les analyses de mâchefers conduites de manière indépendante fournissent aussi diagnostic sur le fonctionnement au quotidien des incinérateurs de déchets, et soulèvent incidemment des questions sur leur conformité à la réglementation sur les émissions de polluants, et sur leur capacité à produire des mâchefers sans danger lorsqu'ils sont alimentés par des déchets ménagers.

1 Introduction

Dans la biosphère, les déchets des uns sont les ressources des autres. Tous les déchets d'origine naturelle sont facilement absorbés par un processus de recyclage efficace à la surface de la Terre. En quelques instants, les organismes vivants se mettent activement à les consommer. Il n'y a pas de déchets dans la nature parce que la nature a horreur de l'inefficacité.

Par contraste, la civilisation du XXI^e siècle a mis en place un système économique volontairement inefficace dans sa façon d'utiliser ses ressources naturelles (les ressources limitées des composés chimiques qui forment la lithosphère et la biosphère de la Terre et l'énergie contenue dans leurs liaisons chimiques) en cherchant à accélérer le désordre et à créer des profits financiers temporaires et localisés. Ce faisant elle a projeté l'activité humaine dans l'instabilité - c'est à dire au-delà des limites du recyclage naturel - d'une société du jetable où, pour tenter de satisfaire cette exigence, des quantités toujours croissantes de biens, de services et de carburant doivent être consommés, occasionnant des quantités toujours croissantes de déchets.

Face aux nombreuses préoccupations environnementales qui découlent directement de ce système et de la logique de transition pour s'en affranchir, un certain nombre d'idées ont été proposées qui, plutôt que de remettre directement en cause les fondements du système, suggèrent un accommodement. L'une de ces idées est le « développement durable » (Spaiser et al., 2017). Une autre est « l'économie circulaire » (Fondation Ellen MacArthur, 2014). L'incinération des déchets n'est pas considérée comme faisant partie de l'économie circulaire (ibid.). Il s'agit en effet d'un processus de destruction qui fonctionne comme un « aspirateur à déchets » accentué par des verrouillages contractuels (Muznik, 2017).

L'Union européenne (UE) est actuellement en train d'examiner si l'utilisation des mâchefers d'incinération modernes mériterait un soutien financier dans le cadre d'une future économie circulaire. Cette question est discutée dans le cadre d'une taxonomie européenne plus large (UE, 2020). Les activités éligibles doivent apporter une « contribution substantielle » à au moins l'un des six objectifs suivants :

1. L'atténuation du changement climatique,
2. L'adaptation au changement climatique,
3. L'utilisation durable et la protection des ressources en eau et des ressources marines,
4. La transition vers une économie circulaire,
5. La prévention et le contrôle de la pollution, et
6. La protection et la restauration de la biodiversité et des écosystèmes ;

... tout en ne « *mettant en péril* » aucun des autres objectifs ; en d'autres termes, la réalisation de l'un de ces objectifs ne doit pas se faire aux dépens d'un autre. L'éligibilité est évaluée par rapport à des « *critères de sélection techniques* » spécifiques, qui exigent que les preuves soient « *fondées scientifiquement* » [sic], et « *développées via une méthodologie solide* » (Plateforme sur la finance durable – PSF, 2021).

L'objectif de ce rapport n'est pas de passer en revue les pour et contre de l'incinération des déchets dans le cadre du modèle de l'économie circulaire. Son but est d'objectiver les critères mentionnés ci-dessus : plus précisément, l'utilisation des mâchefers d'une part en sous-couche routière et d'autre part dans les produits à base de ciment comme le béton et les blocs. Le sujet présente un intérêt plus large du point de vue de la législation, des autorisations et de la planification, dans la mesure où les industriels de l'incinération affirment que les mâchefers peuvent avoir « *de nombreux débouchés* », qu'ils peuvent être « *négatifs en carbone* » et même qu'ils peuvent contribuer à « *l'adaptation au changement climatique et aux émissions de gaz à effet de serre* » (Powerfuel, 2020).

Dans ce rapport, le danger (s'il existe) posé par l'utilisation des mâchefers est évalué à la lumière d'une littérature scientifique indépendante, empirique et évaluée par des pairs. Sont étudiées les concentrations totales de substances toxiques dans les mâchefers, ainsi que leur propension à lixivier et à contaminer l'environnement à partir de sous-produits et d'applications ultérieures. Le rapport analyse les garanties actuelles apportées par la réglementation et les contrôles dans un contexte européen, ainsi que les facteurs et les motivations de l'utilisation proposée des mâchefers.

2 Brève présentation des mâchefers

Au milieu des années 1800, avant le brevet du premier incinérateur de déchets ménagers (Clark, 2007), les déchets de l'activité humaine étaient constitués à 80% environ de poussières, de cendres et de scories, c'est-à-dire les résidus des grilles des fours, avec des quantités moindres de matières végétales, d'excréments, d'os et de carcasses d'animaux, ainsi que de petites quantités de céramique, de chiffons, de papier et de métaux (Tanner, 2006). Ces débris étaient souvent empilés en limite des zones urbaines en expansion rapide, et ces tas de déchets étaient considérés comme ayant une certaine valeur (Dickens, 1865). Des gens vivaient parmi les déchets, leur récupération était autorisée, et au moins dans une des villes, un droit d'accès a pu être prélevé en échange de ce droit (Melosi, 1973). Une fois que tout ce qui pouvait avoir de la valeur avait été soustrait, les cendres restantes étaient généralement utilisées comme sous-couche pour les chemins et les routes. En 1848 par exemple, la totalité du « *grand tas de poussière* » de Londres (figure 1) aurait été vendue à la Russie pour la construction des rues de Moscou (Tilley, 2014).



Figure 1. King's Cross, Londres : le grand tas de poussière, à côté du Battle Bridge et de l'hôpital Smallpox. Aquarelle de E. H. Dixon, 1837 (Wellcome Collection, sans date).

Les mâchefers modernes sont très différents des cendres et des scories qui servaient de soubassement aux routes dans les années 1800. Les déchets ménagers et assimilés comprennent désormais des quantités omniprésentes de plastiques avec leurs additifs, ainsi que des composites plastique/métal tels que les cartes de circuits imprimés et autres substances enrobées de produits pétrochimiques comme le papier, les emballages et les déchets de bois (Conesa et al., 2021). Un rapport récent a établi une liste de plus de 2 400 substances présentes dans les déchets plastiques et considérées comme potentiellement préoccupantes parce qu'elles répondent à un ou plusieurs critères de persistance, de bioaccumulation et de toxicité reconnus par l'UE (Wiesinger et al., 2021).

La majorité des incinérateurs modernes sont des systèmes de combustion de déchets en mélange, avec des fours à grilles, et la quantité la plus importante de résidus qu'ils produisent est constituée par les « *résidus* » de la grille principale, c'est-à-dire les mâchefers. Bien que les incinérateurs ne soient pas construits pour traiter les mâchefers, leur objectif est d'en créer : *étymologiquement, incinérer signifie « transformer en cendres »*. Certains incinérateurs récupèrent une certaine quantité de l'énergie contenue dans les déchets, c'est ce qu'on appelle les usines de valorisation énergétique. Mais l'efficacité de la transformation des déchets en électricité est très faible, à savoir $\eta \leq 0,3$, ce qui signifie qu'au moins 70 % de la fonctionnalité chimique des déchets est perdue dans le processus de « *conversion en cendres* » (Neuwahl et al., 2019).

Dans les incinérateurs modernes, environ un tiers des déchets entrants sont incombustibles ou ne sont en fait pas brûlés (Bielowicz, et al. 2021). Cela correspond à environ un quart de la masse entrante qui devient des mâchefers (Bunge, 2019 ; Hulgaard et Vehlow, 2011). Le solde - une plus petite quantité de résidus solides - est entraîné dans les gaz de combustion et est soit émis dans l'atmosphère (Particulate Matter Research Group, 2019), soit capté par des systèmes d'épuration des gaz (Vehlow, 2015). Ces résidus, appelés cendres volantes et résidus de fumées d'incinération (Refiom) ne sont pas traités dans ce rapport.

La réglementation européenne s'est concentrée sur la réduction de ces émissions atmosphériques, récemment dans le cadre de la directive sur les émissions industrielles, dite « *directive IED* » (UE, 2010). Cette directive exige que les gaz [souligné par l'auteur] de postcombustion soient soumis à une température d'au moins 850 °C pendant au moins 2 secondes, même dans les conditions les plus défavorables, et que les cendres et les mâchefers aient une teneur en carbone organique total (COT) de <3 % de leur poids sec ou que leur perte au feu soit inférieure à 5 % de ce poids sec. Des valeurs limites n'existent que pour les concentrations de polluants dans les émissions atmosphériques et les eaux usées des systèmes de lavage des fumées. La zone de combustion au-dessus d'une

grille d'incinérateur est un environnement difficile à surveiller et, bien que l'on sache peu de choses sur les variations locales de températures, on estime que les températures au-dessus de la grille oscillent autour de 900 °C (Bunge, 2019).

À l'échelle macro, les mâchefers sont principalement (entre 50 et 97 %) constitués de matériaux inertes, de pierres, de débris de verre, de morceaux de métal et de sable (Buchholz et Landsberger, 1995 ; Caviglia et al., 2019). La fraction inerte, dite « *slag* » ou « *clinker* » en anglais, est le produit des températures élevées de la zone de combustion, auxquelles les matériaux fondent, aidées par les éléments des groupes 1 et 2 du tableau périodique qui sont des fondants (Miles et al., 1995).

Sur le plan chimique, les mâchefers ont un pH compris entre 11 et 12 (Bunge, 2019). Leurs principaux constituants (environ 90 %) sont des oxydes de soufre (S), de silicium (Si), de calcium (Ca), de fer (Fe) et d'aluminium (Al) liés, parmi lesquels se trouvent de nombreux éléments mineurs de différents groupes chimiques, dont beaucoup sont très toxiques (Simon et al., 2021 ; Vateva, et Laner, 2020). Les mâchefers contiennent également quelques métaux purs et une fraction d'entre eux peut être extraite et commercialisée (Bunge, 2019).

L'extraction commerciale des métaux est influencée par la manière dont les mâchefers sont temporairement stockés après leur évacuation. Certains incinérateurs sont dotés de systèmes de trempe (un bac rempli d'eau), tandis que d'autres fonctionnent par captage à sec, souvent avec une période de stockage à l'air libre dite de « maturation », chacun de ces procédés pouvant modifier la forme et la composition chimique des mâchefers.

Les métaux ferreux (Fe) et non ferreux (NFe) sont extractibles, mais cela ne concerne que les constituants non oxydés (c'est-à-dire les métaux purs, natifs) et non les oxydes métalliques qui sont regroupés avec les constituants minéraux. La récupération totale de tous ces métaux n'est pas possible. Le reste, ainsi que les oxydes métalliques, demeure dans ce qu'on appelle parfois la « fraction minérale » des mâchefers. Ce qui reste des mâchefers après la récupération des métaux fait l'objet du présent rapport.

3 Méthode et identification des risques

La recherche a été délimitée par deux hypothèses :

1. L'utilisation des mâchefers d'incinération pourrait contribuer de manière substantielle à la transition vers une économie circulaire ; et
2. Leur utilisation ne causera aucun dommage significatif.

La méthodologie de recherche a consisté en une analyse documentaire, les articles étant sélectionnés par date de publication à partir de 2019, et uniquement ceux qui contenaient des résultats issus de recherches empiriques. Les données ont été limitées à des échantillons de mâchefers issus de l'incinération des ordures ménagères (MIOM), ainsi que des déchets industriels banals ; les études portant sur les incinérateurs spéciaux de « déchets dangereux » ont été exclues, tout comme les publications commanditées directement par l'industrie, co-signées ou co-financées par des sponsors industriels.

Le périmètre d'étude est l'Europe dans ses limites géographiques. Concernant les substances organiques, le périmètre a été étendu pour inclure des études empiriques d'autres continents qui ont démontré la conformité avec les minima réglementaires européens et/ou les meilleures techniques disponibles (MTD).

Les dangers potentiels des mâchefers sont fonction de leur composition chimique intrinsèque. D'autres dangers sont créés par l'interaction du mâchefer avec la chimie de son environnement externe lorsqu'il est utilisé sous forme de sous-produit. Le risque est également évalué en fonction du cadre législatif des mesures de protection environnementale qui régissent le cas échéant la fabrication du produit et son utilisation. La littérature exprime généralement le risque chimique par deux paramètres : a) la « concentration totale » qui est la quantité d'éléments et de composés spécifiques par unité de masse ; et b) la mobilité de ces éléments et composés, appelée « concentration de lixiviation », et définie comme la masse de substance par unité de volume de liquide utilisé pour irriguer l'échantillon de mâchefer.

Dans ce rapport, l'identification des risques chimiques a été basée sur le règlement européen REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Toutes les substances énumérées dans le tableau 1 étaient présentes dans les

mâchefers, comme indiqué dans les études sources de ce rapport. Elles sont toutes considérées comme très préoccupantes car elles remplissent un ou plusieurs critères de dangerosité dans le cadre du règlement européen REACH à savoir : forte bioaccumulation, cancérogénicité, mutagénicité, toxicité pour la reproduction, perturbation endocrinienne, toxicité pour certains organes cibles en cas d'exposition répétée et toxicité aquatique chronique, combinés aux grands volumes produits, comme l'ont identifié Wiesinger et al. (2021).

Les données sur les changements de phase sont fournies dans le tableau 1 afin de pouvoir tirer des conclusions sur les conditions de fonctionnement à l'intérieur de l'incinérateur de déchets ainsi que par la présence et la forme des substances dans les mâchefers.

Tableau 1. Sélection d'éléments* trouvés dans les mâchefers des incinérateurs dans les études de ce rapport, et qui sont considérés comme hautement préoccupants (Wiesinger et al., 2021).

* = Cl- est un ion et SO₄²⁻ est un composé ionique. ** Halkidiskis et al., 2019 ; Wiesinger et al., 2021.

Élément	Point de fusion	Point d'ébullition	Origine dans les déchets**
Arsenic (As)	Sublime à 616°C		Utilisé dans l'électronique et le verre, agent de conservation du bois. Biocide dans les plastiques.
Baryum (Ba)	729°C	1637°C	Antioxydant, colorant, charge, stabilisateur de chaleur et d'UV dans les plastiques.
Brome (Br)	-7°C	59°C	Composant majeur des retardateurs de flamme dans les plastiques, les mousses et les textiles.
Cadmium (Cd)	321°C	756°C	Stabilisateur thermique, antioxydant et pigment dans les plastiques. Utilisé dans le placage des métaux et les batteries.
Cobalt (Co)	1495°C	2870°C	Catalyseur et pigment dans les plastiques. Largement utilisé dans les aimants et les alliages métalliques.
Chlore (Cl ⁻)*	n/a	n/a	Plastifiant, stabilisateur thermique, colorant, antioxydant et catalyseur dans les plastiques. Constituant majeur du chlorure de polyvinyle (PVC). Agent de conservation du bois.
Chrome (Cr)	1860°C	2672°C	Catalyseur et pigment dans les plastiques. Utilisé dans le placage des métaux.
Cuivre (Cu)	1084°C	2567°C	Biocide et pigment dans les plastiques. Présent dans le câblage de la plupart des appareils électriques.
Plomb (Pb)	334°C	1740°C	Colorant, antioxydant, stabilisateur UV et thermique dans les plastiques. Présent dans les batteries, les produits métalliques, le verre, l'électronique.
Mercure (Hg)	-39°C	357°C	Catalyseur, colorant, agent de réticulation, charge et biocide dans les plastiques.
Molybdène (Mo)	2617°C	4612°C	Catalyseur, agent de réticulation et retardateur de flamme dans les plastiques.
Nickel (Ni)	1453°C	2732°C	Catalyseur et biocide dans les plastiques.
Antimoine (Sb)	631°C	1635°C	Principale utilisation : retardateur de flamme dans les plastiques, également catalyseur, antioxydant et pigment dans les plastiques.
Sulfate (SO ₄ ²⁻)*	n/a	n/a	Charge, colorant, stabilisateur de chaleur et d'UV dans les plastiques.
Étain (Sn)	232°C	2270°C	Charge, colorant, stabilisateur de chaleur et d'UV dans les plastiques.

Vanadium (V)	1887°C	3377°C	Antioxydant dans les plastiques. Également un lubrifiant dans la fabrication des plastiques. Niveau préoccupant = oxyde de vanadium.
Zinc (Zn)	420°C	907°C	Antioxydant dans les plastiques. Également un lubrifiant dans la fabrication des plastiques. Niveau préoccupant = oxyde de vanadium.

En outre, un certain nombre de groupes chimiques organiques sont présents dans les mâchefers et sont également considérés comme dangereux. Ces substances sont communément appelées polluants organiques persistants (POP) et la plupart d'entre elles sont répertoriées dans la convention de Stockholm, mais certaines ne le sont pas. Les POP ont une durée de vie longue, sont toxiques, connus pour leur bioaccumulation dans les niveaux trophiques supérieurs, et chacun d'entre eux peut comprendre de nombreuses espèces aux propriétés similaires (appelées congénères). Ces derniers sont détaillés séparément au chapitre 5.2.

4 Résultats : Cadre juridique des normes et des contrôles

Actuellement, en Europe, l'utilisation des mâchefers d'incinération des déchets comme matériau de construction est disparatée (Blasenbauer et al., 2020).

Certains pays (la Norvège) interdisent son utilisation, tandis qu'un autre (les Pays-Bas) en est un grand consommateur. Certains pays n'en utilisent pas, même si leur utilisation est officiellement autorisée, tandis que beaucoup ont des variations régionales dont l'utilisation varie de 0 % du poids sec à 100. Certaines ont des exigences spécifiques à l'utilisation : par exemple, en Italie, les mâchefers peuvent être utilisés dans le ciment, les briques et l'argile expansée sans traitement ni test, mais pour l'utilisation routière, les tests de lixiviation spécifient uniquement la présence de certains métaux lourds (Caviglia et al., 2019). Cinq des 26 pays de l'UE n'ont aucune réglementation, tandis que 2 (Irlande et Luxembourg) interdisent leur utilisation au niveau national mais en autorisent l'exportation (Blasenbauer et al., 2020).

Les normes collectives européennes pour les granulats de construction et les produits à base de ciment (EN12620, EN13139, EN13043 et EN13242) utilisent le terme général de « *substances dangereuses* ». Il est donc fait référence à la concentration totale uniquement (pas au lixiviat), sans que les toxiques soient spécifiés, et c'est qualifié d'« informatif », plutôt que de « normatif », dans le but d'établir un lien avec d'autres directives de l'UE, dont aucune ne fournit des garanties adéquates - l'article 53 de l'UE (2010) traite de la réduction des résidus, indiquant que des « *contrôles appropriés* » doivent être effectués pour déterminer leur potentiel polluant. Le problème est délégué aux Etats membres, mais il n'existe aucune méthode de contrôle harmonisée. Ce problème a été identifié il y a plus de 10 ans (Blasenbauer et al., 2020).

Parmi les pays qui exigent des tests de lixiviation pour les mâchefers avant leur utilisation comme granulats pour la construction, les détails sont résumés ci-dessous (Blasenbauer et al. 2020) :

- Onze pays utilisent des tests par lots, basés sur la norme EN-12457 - une méthode non conçue pour les mâchefers en tant que granulats pour la construction - et qui utilise l'eau comme lixiviant¹ (EN,2002/2003). Cette méthode varie d'un pays à l'autre en fonction des paramètres suivants :
 - o le volume d'éluant par masse d'échantillon, quantifié en tant que rapport liquide/solide (L/S). Les pays utilisent soit 2 ou 10 l.kg⁻¹, et un pays (la Belgique) exige un test en 2 étapes. Tous ont une durée de 24 heures. Sept pays appliquent ce test à des granulométries <4mm, tandis que 3 pays (plus une région en Belgique) l'appliquent à des granulométries <10 mm.
- Quatre pays utilisent un test en colonne ou par percolation, avec un taux d'éluion de 0,1 à 10 l.kg⁻¹. La taille des particules n'est pas spécifiée en Finlande et en Suède, tandis qu'elle est fixée à <4 mm aux Pays-Bas et dans deux régions de Belgique. La durée du test n'est pas spécifiée.

¹ « L'éluant » ou le « lixiviant » est la masse connue de liquide qui s'écoule à travers la masse connue de mâchefer ou qui est agitée dans un récipient étanche en contact avec cette masse, capturant ainsi une partie des polluants. Suite à l'analyse, la quantité de polluants retenues par « l'éluat » est calculée comme étant leur « concentration de lixiviation » spécifique au test.

- Les Pays-Bas ont la particularité de disposer également d'un test sur monolithe qui s'applique uniquement aux granulats liés. Il consiste à placer un échantillon de mâchefer dans l'eau pendant 64 jours. La granulométrie n'est pas spécifiée et L/S varie en fonction de la taille du monolithe.

L'opinion générale des auteurs scientifiques est que les tests de lixiviation sont inadéquats et ne fournissent pas de garanties suffisantes. Par exemple (Tiberg et al., 2021) :

« Dans quelle mesure la lixiviation et la présence de métaux dans la fraction minérale des mâchefers constituent une menace pour l'environnement, et comment cela doit être évalué, sont deux aspects qui ne sont pas encore tout à fait clairs. »

Et (Simon et al., 2020) :

« Les tests de lixiviation standard ne mettent en solution qu'une petite proportion de la quantité totale de certaines substances dans les mâchefers d'incinération. »

D'autres observations indépendantes sont fournies dans la section suivante qui compare les analyses empiriques des mâchefers avec les différentes valeurs limites européennes pour la concentration totale et la concentration de lixiviation. Les informations sur les valeurs limites proviennent de Blasenbauer et al. (2020) et Glauser et al. (2021), sauf indication contraire. Aucun commentaire n'est fait sur la pertinence des valeurs limites car (Blasenbauer et al., 2020) :

« Nous ne pouvons pas conclure si une valeur limite spécifique est trop élevée ou trop basse, dans la mesure où nous ignorons comment les valeurs limites ont été définies dans chaque [...] pays. »

5 Résultats : recherche empirique

5.1 Éléments potentiellement toxiques

Le tableau 2 présente les études qui répondaient aux critères de l'analyse documentaire. Elles proviennent de 6 pays européens. A noter en particulier dans le tableau 2 le détail de la préparation des échantillons (maturation, extraction des métaux, altération).

Le tableau 2 présente les études qui répondaient aux critères de l'analyse documentaire. Elles proviennent de 6 pays européens. A noter en particulier dans le tableau 2 le détail de la préparation des échantillons (maturation, extraction des métaux, altération).

Tableau 2. Ensembles de données qui rapportent des études empiriques analysant les éléments potentiellement toxiques dans les mâchefers d'incinération des DSM.

Référence	Provenance de l'échantillon	Préparation de l'échantillon	Méthode	Substance à analyser
Bielowicz et al., 2021.	Usine de valorisation énergétique, Pologne.	Stockage en intérieur pendant 2 semaines, après extraction des métaux Fe et NFe. Échantillonnage de 20kg sur 350-400kg chaque semaine, analyse sur 36 semaines.	Lixiviation selon EN12457 avec L/S de 10 l.kg ⁻¹ .	Ba, Cl ⁻ , Cr, Cu, Mo, Pb, Sb, SO ₄ ²⁻ , Zn.
Glauser et al., 2021	Deux usines suisses d'incinération et de traitement des mâchefers :	1 tonne, post-métal, échantillonnée à 5-6 reprises sur deux jours dans chaque usine. Les morceaux de métal et les matières non	Tests de lixiviation : 1. Lot à 10 l.kg ⁻¹ , a) avec de l'eau dé-ionisée, et b) avec de	Cl ⁻ , Cu, Pb, Zn (lixiviés) As, Cl ⁻ , Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn, V, Zn

	1. stockage humide, maturation et extraction des métaux ; 2. Traitement à sec "amélioré" et extraction des métaux.	brûlées >5 mm ont été retirés. Toutes les granulations sont broyées à <0,25 mm.	l'eau saturée en CO ₂ (pH réduit). 2. Colonne avec de l'eau dé-ionisée à L/S de 0,1 ≤ l.kg ⁻¹ ≤ 10.	(concentration totale).
Mantovani et al., 2021.	Usine de valorisation énergétique, Italie.	5 échantillons totalisant 30 kg prélevés sur 5 jours. Séchés pendant 24 heures puis tamisés à différentes tailles de grains.	Concentrations totales uniquement.	Nombreux.
Simon et al., 2021.	Installation de traitement des mâchefers, Allemagne.	Fe et NFe séparés, pas de maturation Séparation humide et tamisage dans une gamme granulométrique de 25 ≤ mm ≤ 45.	Séparation humide et test de lixiviation de 6 ans utilisant de l'eau de pluie simulée dans un lysimètre.	Cl ⁻ , Cr, Cu, Mo, Sb, SO ₄ ²⁻ , V.
Tiberg et al., 2021.	Six usines de valorisation énergétique, Suède.	Extraction des métaux puis maturation à l'air libre pendant au moins quatre mois ou traitement à pH 10.	Test de lixiviation dépendant du pH sur les granulométries : 5,5 ≤ mm ≤ 8,5.	Al, Cu, Fe, Zn.
Kalbe et Simon, 2020.	Installation de traitement des mâchefers, Allemagne.	Extraction des métaux Fe et NFe, pas de maturation Séparation par voie humide et tamisage à une taille de 25 ≤ mm ≤ 45.	4 essais de lixiviation différents : eau de pluie simulée dans un lysimètre de 2,96 l.kg ⁻¹ , colonne jusqu'à 9,6 l.kg ⁻¹ , essais par lots de 2 l.kg ⁻¹ , et 10 l.kg ⁻¹ .	Nombreux.
Vateva et Laner, (2020)	Usine allemande de traitement des déchets solides municipaux (système de rejet humide).	1900 kg prélevés en 9 jours sur une période de 4 semaines. Comparé « tel que reçu », avec 4 mois d'âge, granulométrie : <0,063 ≤ mm ≤ 31.	Test de lixiviation par lots EN12457 à 10 l.kg ⁻¹ .	As, Cd, Cl ⁻ , Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, SO ₄ ²⁻ , Zn.
Alam et al., 2019a	Plusieurs incinérateurs aux Pays-Bas.	Maturation à l'air libre pendant six semaines, puis séché, et tamisé à ≤ 0,125 mm.	Test de lixiviation par lots EN12457-2, à 10 l.kg ⁻¹ d'eau di-ionisée.	Nombreux
Alam et al., 2019b	Plusieurs incinérateurs aux Pays-Bas.	Pas d'extraction de métaux, maturation pendant six semaines, séchage à 105°C, et tamisage à 3 granulométries dans la gamme : 0,125 ≤ mm ≤ 4.	Test de lixiviation en colonne selon EN 7383:2004, comparé au test séquentiel des étapes acide, réductrice, oxydante.	Nombreux
Caviglia et al. 2019	Incinérateur en Italie.	Échantillon unique. Taille du grain tamisé à 0,063 ≤ mm ≤ 20.	Test de lixiviation en lot selon EN12457 avec de l'eau dé-ionisée désionisée à L/S de 10 l.kg ⁻¹ .	Nombreux

5.1.1 Comparaison des méthodes de contrôles de lixiviation

Glauser et al. (2021) ont montré comment les différentes méthodes de test de lixiviation de la Suisse et des Pays-Bas ont produit des résultats incohérents pour de nombreux éléments potentiellement toxiques à partir d'un même échantillon. Des corrélations statistiquement significatives ($R^2 \geq 0,95$) n'ont été trouvées que pour le cuivre et le chlore en utilisant l'eau déionisée comme éluant. Il n'y a pas eu de corrélation statistiquement significative pour le zinc ($R^2 = 0,65$), tandis que pour le plomb, la concentration moyenne dans le lixiviat du test suisse par lots était 2,5 fois plus élevée que dans le test néerlandais sur colonne ($R^2 = 0,55$), mettant ainsi en évidence la relative tolérance du test néerlandais.

Aucun des échantillons de mâchefers n'était conforme à la réglementation suisse en matière de mise en décharge en raison des concentrations totales en métaux lourds Cr, Cu et Pb dans certaines fractions granulométriques, mais surtout l'antimoine qui dépassait le seuil pour toutes les fractions granulométriques, de 11 fois dans les fractions fines, et même de 1,5 à 3 fois lorsque les mâchefers étaient soumis à un « *traitement renforcé* ». Face à cela, les auteurs ont sobrement signalé que c'est donc « *pour une bonne raison* » que la réglementation suisse sur les décharges ne prévoit des valeurs limites que pour le COT et certains métaux non ferreux, sinon les échantillons de mâchefers ne seraient pas conformes.

En général, leurs résultats ont montré que (Glauser et al., 2021) :

« L'élimination sur des décharges aux exigences réduites et le recyclage des mâchefers comme matière première pour le clinker de ciment ne sont pas possibles sans appliquer d'autres étapes de traitement »

En ce qui concerne les tests de lixiviation en colonne réalisés aux Pays-Bas, seuls Cl-, Cu, Pb et Zn ont été observés, mais toutes les granulométries des mâchefers ont échoué pour le chlore, 62% des échantillons ont également échoué pour le cuivre, et 38% pour le plomb. À ce sujet, les auteurs ont fait remarquer que le test néerlandais en colonne, utilisant de l'eau déionisée, n'était pas représentatif car il négligeait les modifications de PH au fil du temps.

Différentes méthodes de test de lixiviation utilisant le même échantillon ont également été comparées par Kalbe et Simon (2020). Il a été démontré que certains éléments toxiques tels que le cadmium, le cobalt, le nickel et le plomb étaient lixiviés des mâchefers en plus grande quantité dans les tests en colonne et lysimètre que dans les tests par lots, tandis que d'autres éléments tels que le chlore, l'antimoine et l'étain étaient lixiviés en plus grande quantité dans les tests par lots plutôt qu'en colonne, ce qui confirme les conclusions de Glauser et al. (2021). Ils ont expliqué leur utilisation d'un lysimètre par rapport aux tests courants par lot ou en colonne (Kalbe et Simon, 2020) :

« Les résultats des expériences en lysimètre sont plus proches des conditions réelles sur le terrain que le test en colonne en raison de la taille plus importante de l'échantillon et de l'irrigation par aspersion plutôt que par flux ascendant »

Comme le montre le tableau 2, aucun pays européen n'utilise un lysimètre pour les tests de lixiviation.

La quantification de la gamme de résultats met en évidence les grandes variations qui existent entre les méthodes d'essai par lot et en colonne et, par conséquent, la façon dont celles-ci permettent à certains pays d'utiliser les mâchefers alors que d'autres ne le peuvent pas. Mesurée en pourcentage de différence de concentration totale (C) entre les tests par lot et par colonne, chacun utilisant le même échantillon $((C_{lot} - C_{colonne})/C_{lot}) \times 100$, les valeurs diffèrent des quantités suivantes : As = 63 %, Cl- = 44 %, Sn = 52 % et Sb = 52 %. On remarque ainsi à nouveau la relative tolérance du test néerlandais en colonne, bien que pour certains autres éléments, les valeurs soient négatives, ce qui prouve le contraire.

Toujours en rapport avec l'utilisation par les Pays-Bas de tests de lixiviation en colonne ou monolithe, Allam et al. (2019a) ont évalué un échantillon de mâchefer à l'aide des tests par lots, à l'aide d'eau déionisée, couramment appliqués dans d'autres pays. Leurs résultats ont montré que les concentrations de Cu, Cr, Mo et Sb dans les lixiviats, ainsi que le chlore et SO₄²⁻ provenant des tests par lots, auraient placé les échantillons au-dessus du seuil légal aux Pays-Bas pour l'utilisation comme agrégat de construction.

Ils ont ensuite discuté des options pour améliorer les mâchefers, et n'ont pas préconisé la maturation à l'air libre car :

« Les périodes de maturation réduisent la lixiviation d'éléments potentiellement toxiques à court ou moyen terme ; toutefois, ces périodes de maturation ne sont stables que dans une plage de pH limitée. »

Le même groupe de recherche a comparé les tests néerlandais de lixiviation en colonne pour les matériaux de construction granulaires avec une méthode de test de lixiviation séquentielle (Allam et al., 2019b). Dans un test séquentiel, l'échantillon est exposé à différentes conditions et fournit donc un « scénario du pire ». Aucun pays européen n'utilise l'essai séquentiel.

Allam et al. (2019b) ont constaté que l'échantillon ≤ 4 mm enfreignait les valeurs limites du test de lixiviation néerlandais pour le chlore, le cuivre et le molybdène. Ils ont également fait référence à leurs propres études précédemment publiées en 2016 et 2017, qui ont montré que la lixiviation de Cr, Ni, Pb, Sb et Zn « *dépasse couramment la limite d'utilisation dans les applications non isolées* ». Lors des tests de lixiviation séquentielle, le zinc en particulier était très mobile dans les conditions de faible pH, tandis que Cr, Cu, Ni et Sb présentaient tous une mobilité élevée dans les conditions favorables à l'oxydation. Les auteurs ont attribué ce phénomène à la complexation de nombreux éléments toxiques avec les matières humiques, qui deviennent ensuite mobiles lorsque la matière organique est détruite par oxydation. Ces résultats prouvent une fois de plus que les tests de lixiviation stérile ne sont pas représentatifs des conditions réelles, dans ce cas en raison des interactions avec la matière organique, et en particulier en tant que granulats non liés en sous-couche routière.

D'autres résultats sont fournis ci-dessous, tirés d'autres études. Pour éviter les redondances, les résultats supplémentaires ont été regroupés afin de se concentrer sur les limites spécifiques des tests de lixiviation utilisés à travers l'Europe en ce qui concerne les dangers des mâchefers.

5.1.2 Maturation, pH, tamponnement et matières humiques

Lorsque Glauser et al. (2021) ont modifié l'éluant du test sur lots pour abaisser le pH (en utilisant de l'eau saturée en CO₂), les différences dans les concentrations de lixiviat étaient beaucoup plus importantes : la mobilité du zinc a augmenté de 15 fois dans l'essai par lots par rapport à l'éluant d'eau déionisée. On a également observé que les concentrations de cuivre dans les lixiviats étaient plus élevées en présence de matière organique dissoute, même dans des conditions alcalines (corrélation statistique de R² = 0,90 entre la concentration de cuivre et le carbone organique dissous). Les auteurs ont noté un fort pouvoir tampon dans les granulométries les plus petites en présence d'oxyde de calcium, ce qui entraîne une stabilité temporaire du cuivre et du zinc.

Vateva et Laner (2020) ont comparé les résultats de leur test de lixiviation à deux normes allemandes actuelles et à un projet de norme pour les granulats de construction. Les concentrations de chlore et de SO₄²⁻ dans les échantillons étaient supérieures aux valeurs limites pour la plupart des granulométries, tandis que les concentrations de chrome, de cuivre et de plomb dans les lixiviats étaient également supérieures aux valeurs limites. Ils ont conclu que le processus de 4 mois n'a pas amélioré la qualité du mâchefer en ce qui concerne le chlore et le SO₄²⁻. Il est intéressant de noter que les auteurs ont observé, sans l'explorer, une « *variation substantielle de la teneur en matière organique non brûlée sur l'ensemble des 9 jours d'échantillonnage* ».

En résumé :

« Le mâchefer traité n'était pas conforme dans son ensemble, ni comme matériau de construction dans les structures contraintes, ni comme agrégat dans le béton, car il ne respectait pas les valeurs limites de la réglementation allemande en vigueur... La conformité légale du mâchefer comme matériau de construction n'était pas facilitée par une maturation plus longue [et] une manipulation ou un traitement supplémentaire serait nécessaire pour réduire les teneurs en sels solubles ainsi que pour réduire les teneurs en métaux résiduels. »

Et :

« Le mâchefer traité, en tant que mélange, n'était pas conforme aux valeurs limites allemandes actuelles pour une utilisation comme matériau de construction, principalement en raison d'une teneur excessive en sels solubles. Les fractions granulométriques plus grossières étaient moins contaminées, d'où un potentiel d'utilisation de moins de 30% des mâchefers comme matériau de construction. »

Les mêmes valeurs limites allemandes en projet pour les agrégats ont été utilisés comme référence par Simon et al. (2021), pour des résultats qui étaient l'aboutissement d'une expérience de 6 ans par irrigation d'un échantillon de mâchefer par de l'eau de pluie simulée (600 mm.a⁻¹) dans un lysimètre. Le lysimètre permet des analyses temporelles que les essais en lots ne permettent pas (Kalbe et Simon, 2020). Lors de ces tests, le pH n'a pas changé (9,9 ± 0,5), ce qui signifie que les substances contenues dans les mâchefers ont agi comme un tampon de pH temporaire. Même avec la maturation, on a observé la libération à court terme de quantités élevées de chlore et de SO₄²⁻, qui, avec le cuivre et le molybdène, ont largement dépassé l'une des catégories de valeurs limites. L'antimoine et le vanadium ont continué à être mobiles pendant les 6 années et se sont rapprochés des valeurs limites, comme indiqué :

« Notre expérience montre que la libération d'antimoine et de vanadium par les mâchefers d'incinération n'est pas réduite par la période de près de six ans. L'utilisation à long terme des mâchefers d'incinération, par exemple dans les matériaux de construction secondaires, peut donc présenter un risque potentiel pour l'environnement »

Les auteurs poursuivent en indiquant qu'il n'existe pas de solutions techniques économiquement viables pour l'épuisement ciblé de l'antimoine et du vanadium. Et, en comparaison avec le nouveau projet d'ordonnance sur les déchets minéraux, les valeurs limites n'étaient pas atteignables même pour les mâchefers traités par voie humide (Simon et al. 2021).

Dans les expériences de Kalbe et Simon (2020), le substrat dans le lysimètre a été maintenu dans la gamme alcaline (8,5 ≤ pH ≤ 10,5). Bien que les auteurs indiquent que dans cette gamme limitée, aucune corrélation ne peut être faite entre le pH et la mobilité de l'antimoine, ils ont également indiqué qu'à la fin de l'expérience (6 ans) la libération cumulée de l'antimoine était toujours en augmentation. Il a été démontré que la libération de l'antimoine augmente avec la diminution du calcium, car le calcium forme des composés moins solubles tels que le CaCO₃ (carbonate de calcium) en raison du vieillissement. Ainsi, le vieillissement pour stabiliser les mâchefers n'aura pas seulement un effet inverse sur la mobilité de l'antimoine, mais des traitements proactifs tels que l'ajout de composés de calcium seraient peu susceptibles de résoudre le problème car, à long terme, ceux-ci se transformeront de toute façon en CaCO₃ (Kalbe et Simon, 2020).

Tiberg et al. (2021) ont confirmé que le zinc et le cuivre étaient plus mobiles en dessous de pH 8,5 de deux ordres de grandeur. Ils ont également noté que la lixivibilité de ces éléments au-dessus du pH neutre était régie par d'autres paramètres, mais que la matière humique augmente leur mobilité. Les auteurs n'ont pas fait référence aux implications juridiques des résultats « en l'absence de directives claires et à cause des pratiques disparates selon les pays ». Ils ont spécifiquement fait référence aux limitations de la directive-cadre sur les déchets.

5.1.3 Instabilité de l'incinération et risque induit par la granulométrie

Bielowicz et al. (2021) ont échantillonné des mâchefers sur une période de 36 semaines et, pendant cette période, tous les éléments étudiés ont dépassé, à un moment ou à un autre, les valeurs limites nationales de lixiviation pour le « traitement en dehors de l'usine » prévues par la législation polonaise.² Pour le chlore, la valeur n'a jamais été inférieure à la limite et a atteint un maximum de sept fois la valeur limite, tandis que d'autres valeurs maximales significatives étaient notées pour le baryum (11,5x au-dessus de la limite) et l'antimoine (21x au-dessus de la limite). Le zinc dépassait également les limites en 4 occasions ; tandis que la moyenne pour l'antimoine était plus de 2 fois la valeur limite, et dépassant les limites la plupart du temps. La valeur moyenne de la concentration de plomb dans le lixiviat dépassait la valeur limite de 70 %. Cette grande variabilité des concentrations prouve que l'usine

² Suite à une correspondance avec l'auteur : "Construction, reconstruction ou rénovation d'ouvrages et de plates-formes de voies ferrées, de digues, de remblais ferroviaires et routiers, de fondations routières d'autoroutes, de revêtements imperméables, de coupes de tassement de terre, de noyaux d'ouvrages hydrotechniques et d'autres ouvrages et travaux de construction, y compris les fondations..."

d'incinération n'a pas ou peu limité la présence de substances toxiques dans les mâchefers. Ceci a été corroboré ailleurs par Simon et al. (2020) qui ont observé que « *les concentrations notamment de métaux traces peuvent varier d'un ordre de grandeur* ».

Certains auteurs suggèrent que l'élimination des fractions les plus fines des mâchefers entraînerait une réduction de la toxicité (Alam et al., 2019a). Mais ce n'est pas toujours vrai. Kalbe et Simon (2020) ont montré que les plus petites fractions (<25 mm) ne contenaient pas nécessairement les éléments les plus toxiques, avec environ deux fois la quantité de Br, Co, Cr et Ni dans les plus grandes fractions (0,25 ≤ mm ≤ 45). Vateva et Laner (2020) ont également mesuré le chrome et le plomb en plus grande quantité dans les fractions les plus grandes (>31,5 mm) et les plus petites (4-8 mm) ; Cd, Ni et Zn dans les fractions les plus petites ; et, pour Sn et Sb, la répartition était aléatoire. Ils ont également trouvé des concentrations plus importantes dans la fraction >4 mm pour le chlore, le chrome et SO₄²⁻ lorsque l'échantillon avait été mûri.

Mantovani et al. (2021) ont détecté des concentrations plus élevées de chrome et de plomb dans la fraction la plus grande (>16 mm), tandis que la concentration la plus élevée de nickel se trouvait dans la coupe de 8 - 16 mm. On a constaté qu'un revêtement superficiel de fragments plus fins recouvrait les plus gros et que ceux-ci étaient facilement décomposés pendant le transport et le tamisage, ce qui prouve la nature friable d'éléments potentiellement toxiques, libérés après le tamisage. Un autre résultat intéressant était que les valeurs de perte au feu mesurées en fonction de la taille : toutes dépassaient largement les exigences européennes (directive IED), la plus basse de 9,4 % et la plus haute de 26,4 %. Ils ont conclu que le tamisage et le criblage n'avaient aucun intérêt, en raison des éléments potentiellement toxiques (tels que Cu, Ni, Zn, Pb, Sn) dans toutes les catégories de carbonates, sulfates, inertes et résidus de perte au feu.

Caviglia et al. (2019) ont constaté qu'en raison de la présence de cuivre, les valeurs limites italiennes étaient dépassées pour toutes les fractions de taille inférieure à 10 mm. D'autres résultats intéressants étaient que les valeurs de perte au feu dépassaient les réglementations européennes (à 6,2 %) et que les concentrations de la plupart des métaux lourds (à savoir Cu, Ni, Pb, Sr, Zn) se trouvaient dans les granulométries moyennes (2 - 8 mm).

5.2 Les polluants organiques persistants (POP) et les microplastiques

Un seul article répondait au périmètre de la recherche, celui d'un groupe de recherche en Norvège. Le périmètre a donc été étendu dans le temps et pour inclure les références récentes hors UE. Les données sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3. Jeux de données des études empiriques sur les polluants organiques dans les MIOM

Référence	Provenance de l'échantillon	Préparation de l'échantillon	Méthode	Substances à analyser
Arp, et al., 2020	Incinérateurs norvégiens via une installation de traitement des déchets	Échantillons prélevés sur une année.	Test de lixiviation avec de l'eau distillée, selon la norme EN12457 à 10 l.kg ⁻¹ . Temps d'agitation porté à 28 jours.	PCBs (7 congénères).
Morin et al, 2017	12 installations norvégiennes de traitement des déchets	Prélèvement d'échantillons sur un an.	Test de lixiviation par lots avec de l'eau distillée, conforme à la norme EN12457 à 10 l.kg ⁻¹ . Temps d'agitation porté à 28 jours.	RFB (PBDEs)
Lin et al., 2014	2 incinérateurs à Taïwan	4 échantillons par jour (toutes les 6 heures) pendant une semaine. Fractions	Test de lixiviation par lots (flacon secoueur) agité pendant 18	PBDEs

		granulométriques < 0,075 ≤ mm ≤ 9,5	heures avec un « fluide » de pH 2,9.	
Wang et al., 2010	Incinérateur à Taïwan	3 échantillons par jour (toutes les 8 heures) pendant 3 jours. Métaux Fe et NFe extraits pierres et verre éliminés.	Concentrations totales. Échantillons comparés à d'autres échantillons de cendres en aval de la chambre de combustion.	PBDD/Fs (12 congénères) PBDEs (30 congénères).
Liu et al., 2021	3 incinérateurs chinois	24 échantillons prélevés sur 2 ans.	Concentrations totales plus le surnageant après centrifugation et « stabilisation » du pH à 7-8.	PFAS
Hsieh et al., 2018	Incinérateur à Taïwan	Prélèvements directement dans l'incinérateur sur 4 ans.	Concentrations totales	PCDD/Fs
Chen et al., 2006	2 incinérateurs à Taïwan	Prélevés 4 fois par jour à 2 heures d'intervalle pendant une semaine.	Concentrations totales. Taille < 0,25 ≤ mm ≤ 9,5	PCDD/Fs
Yang et al., 2021	16 incinérateurs et une usine de traitement des mâchefers en Chine	31 charges de mâchefers échantillonnées pendant un fonctionnement stable.	Concentrations totales	Microplastiques

5.2.1 Les polychlorobiphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles (PCB) étaient largement utilisés dans les peintures et les condensateurs électroniques jusqu'à ce que leur utilisation soit limitée dans les années 1970. Beaucoup d'entre eux sont encore en circulation (héritage toxique du passé), mais seuls trois pays européens (Pays-Bas, Belgique et République tchèque) évaluent le danger des PCB dans les agrégats de construction, et aucun n'évalue les PCB dans les lixiviats.

Arp et al. (2020) ont comparé les concentrations totales de PCB et leur lixivabilité dans les mâchefers et les cendres volantes avec un certain nombre d'autres substances provenant d'installations de recyclage de déchets en Norvège. Ils ont constaté que la concentration totale moyenne de PCB était beaucoup plus élevée dans les mâchefers ($28 \pm 34 \mu\text{g kg}^{-1}$) que dans les cendres volantes ($0,3 \pm 0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$) – 93 fois plus élevée en moyenne, tandis que les mâchefers présentaient la deuxième plus grande lixivabilité des PCB pour tous les échantillons étudiés.

Ces résultats sous-estiment probablement le risque réel de lixiviation, car l'étude n'a pris en compte que la fraction librement dissoute et non les PCB associés aux particules ou au carbone organique dissous : les auteurs citent des recherches antérieures selon lesquelles les PCB sont principalement associés aux particules et au carbone organique dissous « *jusqu'à 80 à 99,9 %* ». Ces concentrations totales moyennes auraient dépassé la valeur limite pour la République tchèque et une région de Belgique, où, si l'on considère l'ensemble de la gamme, toutes les valeurs limites ont été dépassées. A noter, la grande variation des concentrations sur la période d'échantillonnage d'un an.

5.2.2 PCDD/Fs

Les polychlorodibenzo-p-dioxines/dibenzofuranes (PCDD/F) sont des composés poly-aromatiques halogénés, communément appelés « dioxines ». Ils produisent toute une série d'effets nocifs, dont la cancérogénicité, la tératogénicité, l'immunotoxicité et l'embryotoxicité. Mais, sur les 26 pays rapportés par Blasenbauer et al. (2020), un seul (l'Allemagne) a prévu une évaluation de la

concentration totale en PCDD/F dans les mâchefers avant leur utilisation comme agrégat de construction. Aucun pays n'a exigé une évaluation des PCDD/F dans les lixiviats de mâchefer.

Les PCDD/F sont plus concentrés dans les cendres volantes que dans les mâchefers, dans lesquels on en trouve toutefois en quantité non négligeable (Hsieh et al., 2018). Sur une période d'échantillonnage de 4 ans, les concentrations moyennes de PCDD/F dans les mâchefers (1,48 ng.g⁻¹) étaient environ trois cinquièmes de celles des cendres volantes (2,56 ng.g⁻¹). Il est important de noter que, puisque les quantités de mâchefers produites étaient (en moyenne) 3 fois plus importantes que les quantités de cendres volantes, les mâchefers étaient le principal réceptacle de PCDD/F des incinérateurs. Il convient également de noter la large gamme de concentrations totales de PCDD/F dans les mâchefers au cours de la période étudiée, ce qui prouve que le processus d'incinération des déchets municipaux n'est pas toujours en mesure de stabiliser les retombées de PCDD/F. Ceci a été exprimé par les auteurs sur la base de l'OMS2005-TEQ³, avec des concentrations variant d'un facteur de 7.

Chen et al. (2006) ont analysé les concentrations totales de PCDD/F dans les mâchefers de deux incinérateurs modernes à Taiwan, après extraction des métaux et qu'ils aient été séchés à l'air libre, décrits comme « *la technique la plus efficace pour le contrôle des émissions de PCDD/F* ». Mesurées sur une base I-TEQ, ils ont constaté que les particules ≤0,6 µm accumulent des quantités de PCDD/F à un niveau potentiellement dangereux pour l'environnement et donc impropres à l'utilisation dans « *les sols, les sous-couches routières et les blocs de construction* ». Sur la base des valeurs limites pour les engrais en Allemagne, un échantillon de mâchefer (granulométrie ≤0,6 mm) dépassait les valeurs limites pour l'application sur les pâturages, tandis que les granulométries plus importantes (≥2,36 mm) étaient à la limite.

5.2.3 Les retardateurs de flamme bromés (RFB) : PBDE et PBDD/F

Les retardateurs de flamme bromés (RFB) sont largement utilisés dans les cartes de circuits électroniques et les emballages en plastique tels que les plateaux à micro-ondes et les textiles enduits (Weidlich, 2021). Leurs concentrations dans le plastique varient de 3 à 15% (Hennebert, 2021). Certains sont interdits et réglementés dans l'UE, mais les produits encore en circulation resteront probablement dans les déchets pendant des décennies (ibid).

Les polybromodiphényléthers (PBDE) sont un sous-groupe de RFB. Beaucoup d'entre eux sont des perturbateurs endocriniens, toxiques pour le système immunitaire et forment des PBDD/F dans les zones à basse température et à faible teneur en oxygène au-dessus d'une grille d'incinération (Weidlich, 2021). Il est prouvé que les PBDD/F sont hautement toxiques, autant que leurs analogues chlorés mieux connus, mais aussi plus dangereux que les PBDE à partir desquels ils se sont formés (Conesa et al., 2021). Aucun pays européen ne contrôle actuellement les PBDE ou les PBDD/F dans les matériaux de construction. Les PBDD/F ne sont pas surveillés et il n'existe aucune limite pour ces substances dans les résidus d'incinération des déchets.

Après avoir évalué la concentration totale et la lixivibilité des PBDE à partir de divers sites de traitement des déchets, dont deux étaient des sites de traitement de mâchefers provenant d'un incinérateur moderne de déchets norvégien, Morin et al. (2017) ont constaté que les concentrations totales étaient d'environ un ordre de grandeur plus élevées dans les mâchefers que dans les cendres volantes, tandis que les concentrations de lixiviat issues des mâchefers étaient également d'un ordre de grandeur plus élevées que celles issues des cendres volantes. L'étude, encore une fois, n'a pas pris en compte les PBDE lixiviés sorbés aux colloïdes ou aux acides humiques, mais a noté que les résultats de lixiviation étaient probablement « *biaisés à la baisse* » en raison d'une stabilité non atteinte au cours de la période expérimentale.

Les auteurs ont observé que la concentration totale de RFB est restée constante entre les mâchefers et les déchets entrants dans l'incinérateur, indiquant qu'ils n'ont pas été détruits par l'incinération :

³ TEQ est l'acronyme anglais de « toxicity equivalent factor ». La somme des produits de la concentration de chaque composé est multipliée par son facteur d'équivalence toxique (FET en français). Le FET est appliqué en raison de la toxicité communément partagée par une série de composés pour représenter la façon dont leur toxicité combinée est cumulative. Il existe deux systèmes de mesure communs : I-TEQ basé sur les TEF déterminés par un groupe d'experts internationaux, et OMS-TEQ basé sur les TEF déterminés par l'Organisation mondiale de la santé.

« Les mâchefers contiennent des concentrations de retardateurs de flamme qui ne peuvent pas être considérées comme négligeables [et que] cela devrait être pris en compte lors de la mise en décharge des mâchefers, ou de leur utilisation à d'autres fins, par exemple comme matériaux de remplissage. »

Dans l'étude de Lin et al. (2014), les concentrations totales de PBDE étaient de 2 à 19 fois plus élevées dans les mâchefers que dans les cendres volantes, ce qui prouve encore que les PBDE n'ont pas été complètement détruits pendant le processus d'incinération. Ces concentrations totales étaient de deux ordres de grandeur plus élevées que dans les sols urbains et ruraux, davantage dans les particules les plus grandes ($0,25 \leq \text{mm} \leq 1$), et lixiviées à un taux d'environ quatre ordres de grandeur plus élevé à celui des déchets d'origine. Les concentrations totales dans les mâchefers étaient de $29 \leq \text{ng.g}^{-1} \leq 243$, mais il n'existe actuellement aucune valeur limite à laquelle les comparer.

Les auteurs ont précisé le risque en indiquant qu'après avoir traversé l'incinérateur, les PBDE lixiviables hautement bromés se dégradent facilement en variantes bromées plus légères, ce qui entraîne une toxicité accrue via une absorption et une bioaccumulation plus importantes. Ils ont également fait remarquer que les solutions humiques augmentent la lixiviation des PBDE des mâchefers, ce qui a un impact sur leur utilisation dans des ouvrages au sol. Par conséquent, ils ont conseillé la prudence quant à l'utilisation proposée des mâchefers d'incinération comme matériau de construction.

L'étude la plus citée sur la lixivibilité des POP des mâchefers est celle de Wang et al. (2010). Les auteurs ont échantillonné les résidus de mâchefers et de cendres volantes de deux modules de contrôle de la pollution de l'air, ainsi que les cendres de deux zones de postcombustion (économiseur et surchauffeur) 3 fois par jour à 8 heures d'intervalle pendant 3 jours, sur un système « *reconnu comme la technique la plus efficace pour le contrôle des émissions de PCDD/F* ». Ils ont constaté que les mâchefers avaient la teneur la plus élevée en PBDD/F et PBDE de tous les résidus, ce qui prouve que les PBDE n'ont pas été détruits par le processus d'incinération ; et aussi que les PBDD/F sont produits par le processus d'incinération avec des concentrations plus élevées que dans les déchets entrants. La teneur en PBDE dans les mâchefers était de trois ordres de grandeur plus élevée que dans les sols de référence. Ils ont conclu que la réutilisation des mâchefers d'incinération contribuerait à la présence de ces substances dans l'environnement.

5.2.4 Les substances polyfluoroalkyles (PFAS)

Les substances polyfluoroalkyles (PFAS) sont produites depuis les années 1940 et sont largement utilisées comme retardateurs de flamme et comme hydrofuges et oléofuges dans et sur les plastiques (Liu, et al., 2021). Ils sont suffisamment solubles dans l'eau pour être absorbés par les plantes (Ghisi et al., 2019). Aucun des pays européens étudiés par Blasenbauer et al. (2020) n'a testé la présence de PFAS dans les mâchefers destinés à être utilisés comme matériaux de construction.

Les PFAS ne sont pas non plus complètement détruits pendant le processus d'incinération. Liu et al. (2021) ont constaté que les mâchefers de 2 des 3 incinérateurs échantillonnés étaient enrichis en PFAS à une concentration 3 fois supérieure à celle des cendres volantes. Les auteurs ont conclu que les mâchefers constituent un vecteur important pour les PFAS dans l'environnement ; que des études complémentaires sont nécessaires sur la transformation thermique des PFAS ; et que des techniques pour détruire les PFAS dans les incinérateurs doivent être développées. Un autre constat important est la grande variabilité des concentrations de PFAS échantillonnées dans les mâchefers au cours des 2 années.

5.2.5 Microplastics

Le danger posé par les microplastiques dans les mâchefers est un sujet très nouveau et peu étudié. Yang et al. (2021) ont montré que l'incinération n'élimine pas les microplastiques et que leur présence dans les mâchefers varie de 1,9 à 565 particules par kg, soit jusqu'à 102 000 particules microplastiques par tonne métrique de déchets incinérés.

L'étude a été réalisée à partir de 16 incinérateurs modernes de déchets municipaux, créés au cours des 10 dernières années ou dont la technologie a été optimisée durant cette période et obtenue dans des conditions stables de fonctionnement. Pour tous les

échantillons, la perte au feu était inférieure à 3,2%, donc bien en deçà du seuil < 5 % du poids sec imposé au niveau européen. Les fractions les plus importantes de microplastiques dans les mâchefers ont été identifiées comme issues des emballages et de matériaux de construction (polypropylène et polystyrène) enrobés avec des retardateurs de flamme, ce qui les rend résistants aux températures élevées.

Malheureusement, l'étude n'a pas analysé la présence de retardateurs de flamme spécifiques ou de POP dans les microplastiques. Il n'existe actuellement aucune méthode d'essai normalisée pour déterminer la teneur en plastique des matrices solides, notamment les mâchefers, et il n'y a pas de valeurs limites pour les microplastiques dans les mâchefers/agrégats.

6 Discussion

6.1 Causes et conséquences d'un processus de traitement inconstant

Pour comprendre la composition du mâchefer et ses mécanismes de production, il faut d'abord comprendre que les déchets sont un mauvais combustible (Hulgaard et Vehlow, 2011). Les déchets solides municipaux sont très hétérogènes, ce qui fait de leur combustion un phénomène très complexe impliquant des milliers de réactions chimiques (Chagger et al., 2000).

En théorie, des éléments tels que le cadmium et le mercure, dont les points d'ébullition sont inférieurs à la température de la grille de l'incinérateur, ne devraient pas être présents dans les mâchefers. *A contrario*, d'autres comme le plomb et le zinc, dont les points d'ébullition sont plus élevés, devraient toujours tomber à travers la grille. Cependant, ce n'est pas le cas et on trouve d'autres métaux lourds dans les mâchefers tels que l'arsenic, le brome, le cadmium et même le mercure – voir les études dans ce rapport, ainsi que (Buchholz et Landsberger, 1995 ; Meima et al., 1999 ; Klymko et al., 2016).

Cette présence de substances volatiles dans les mâchefers interroge même les auteurs des publications les plus récentes (Glaser et al., 2021).

Ces constats s'expliquent pourtant assez simplement par l'analyse du fonctionnement du réacteur où la température interne est loin d'être homogène. Cette dernière varie en effet selon, entre autres, le taux d'oxygène des différentes poches présentes dans le four, les réactions de pyrolyse, et le taux d'hygrométrie des déchets, dans la mesure où le séchage de déchets riches en eau consomme beaucoup d'énergie, ce qui entraîne des baisses de température. En outre, la présence de nombreux métaux tels que le cuivre ou l'antimoine, éléments catalyseurs, facilite la survenue de réactions défavorables créatrices de dioxines chlorées et bromées (Ebert et Bahadir, 2003 ; Weidlich, 2021). À cela s'ajoutent les nombreux articles en plastique présents dans les déchets, souvent imprégnés de retardateurs de flamme (tableau 1), donc non seulement résistants au traitement thermique, mais dont beaucoup se prennent des formes plus toxiques. C'est ce que montre la gamme de substances que contiennent les mâchefers, qui témoignent de phases du processus produisant de très fortes températures (fusion d'éléments en cuivre) aussi bien que de très basses. On trouve même des boues d'épuration non brûlées en sortie de four (Bunge, 2019).

Le traitement des mâchefers est encore une industrie naissante, qui n'a progressé que depuis les années 1990, alors qu'aucune usine de traitement n'est identique à une autre (Bunge, 2019). Le traitement est généralement réalisé hors site, par une société commerciale différente, et fréquemment après l'expédition des mâchefers au-delà des frontières régionales ou nationales (Arkenbout, 2019). Mehr et al. (2021) décrivent comment les usines modernes ont des efficacités d'extraction comprises entre $29 \leq \% \leq 92$ pour 5 métaux seulement, alors que pour le plomb, elle n'est que de 16 %.

Comme l'indiquent Simon et al. (2021) :

« La récupération des métaux élémentaires reste un défi en termes de taux de récupération et de pureté. »

Une récupération accrue des métaux peut être obtenue par un broyage supplémentaire, mais cela aurait un impact négatif sur la valeur du résidu en tant qu'agrégat, dont l'intégrité des plus grandes particules doit être maintenue (Bunge, 2019). Cela augmenterait également le risque de création de poussières toxiques, un problème qui est quelque peu atténué par le traitement humide prédominant en Europe. Le traitement humide crée de nouvelles phases minérales, ce qui, en théorie, entraîne une certaine stabilisation des métaux lourds, mais en même temps, il lie les éléments dans une matrice minérale, ce qui les rend inextractibles avec la technologie actuelle (Vateva et Laner, 2020).

L'extraction à sec a aussi ses inconvénients, dont la friabilité des agrégats et le confinement des poussières puisque celles-ci sont chargées de métaux lourds (Bunge, 2019). La dispersion du plomb dans l'air est particulièrement identifiée comme un risque majeur pour les utilisations en sous-couches routières (Van Praagh et al., 2018). La dispersion des poussières de mâchefers et ses conséquences néfastes sur l'environnement ont également été signalées dans des études de cas récentes aux Pays-Bas, où leur transport et leur manipulation à l'air libre (sans précautions) ont entraîné une perturbation endocrinienne de la faune marine sur un site classé UNESCO (Arkenbout, 2019).

Dans le document de l'UE sur les MTD pour l'incinération des déchets (UE, 2019), le criblage et le tamisage des mâchefers sont recommandés. Cependant, les résultats de cette étude ne concordent pas totalement avec ces recommandations, car les éléments toxiques sont largement répandus dans toutes les fractions de taille et tous les types de mâchefers. De même, le même document recommande la maturation, et alors qu'auparavant il était perçu qu'une durée plus longue était préférable, l'Allemagne par exemple s'oriente vers des périodes de maturation plus courtes, ce qui conduit à un potentiel d'extraction des métaux plus élevé mais aussi à une plus grande solubilité des sels et à des phases minérales moins stables (Vateva et Laner, 2020).

La maturation à l'air libre peut également entraîner le détachement de particules plus fines et donc augmenter la mobilisation des polluants (Alam et al. 2019a). En outre, sur le long terme, cela augmente la mobilité de l'antimoine (Sb) (Kalbe et Simon, 2020). La connaissance scientifique du sujet est encore faible et ne peut pas encore guider les pratiques de manière satisfaisante.

Certains auteurs ont testé un traitement secondaire, sans que ce soit totalement bénéfique et avec des impacts sur le climat et les coûts. Caviglia et al (2019) ont constaté qu'après avoir soumis les mâchefers à des températures allant jusqu'à 1000°C, les concentrations de Cu, Pb et Zn dans les lixiviats étaient réduites, mais qu'il y avait une augmentation de deux ordres de grandeur des concentrations de Cr et Ba dans les lixiviats, et une augmentation d'un ordre de grandeur pour l'aluminium.

La mobilité accrue de l'aluminium est intéressante et importante pour les entreprises qui font la promotion de produits « verts » liés au ciment fabriqués à partir de résidus d'incinération, tels que les blocs de construction. La question est préoccupante non seulement pour la lixiviation des substances toxiques mais aussi pour la sécurité structurelle, en particulier lorsque des températures de traitement élevées sont utilisées dans la fabrication (selon Caviglia et al., 2019). L'aluminium réagit avec l'eau et libère de l'hydrogène avec le temps, ce qui peut entraîner des incendies et la dilatation du produit détériorant ainsi la résistance à la compression (Allegrini et al., 2015 ; Bunge, 2019). Cela a été confirmé par des études telles que celle de Vateva et Laner (2020), où la teneur en aluminium métallique était supérieure à 1 % dans toutes les fractions granulaires des mâchefers traités avec les MTD actuelles ; et même à ce niveau de concentration, cela empêche l'utilisation des mâchefers comme agrégat lié. Tiberg et al. (2021) ont également signalé des concentrations d'aluminium à hauteur de 5 à 6% de la composition totale du mâchefer, même après séparation des métaux.

Lorsque ces produits sont mis en vente en Europe, ils passent par un système réglementaire de normes et de contrôles insuffisant, obsolète, fragmentaire et donc insatisfaisant. Les quelques tests de lixiviation approuvés à un niveau national sont un compromis entre le désir de reproduire les conditions réelles et la volonté de réduire la durée des tests et d'éviter le broyage (Blasenbauer, 2020). Mais, comme le montre ce rapport, ils ne concernent pas toutes les substances toxiques, ils ne présentent que des situations à court terme et des conditions relativement stériles, et fournissent ainsi au mieux un semblant d'aperçu plutôt qu'une assurance à long terme de l'intégrité du produit et de la sécurité du public. Négligeant les changements de pH et l'influence des matières humiques, ils fournissent également des résultats fallacieux : une acidité élevée (un pH faible) de l'éluant augmente la concentration en métaux dans le lixiviat et surestime donc le potentiel de lixiviation, mais des conditions légèrement acides sont tamponnées par l'alcalinité et la stabilisent donc temporairement, ce qui entraîne une sous-estimation de la mobilité des substances. Cela compromet également la sécurité des produits liés, car on sait que le ciment Portland continue de vieillir tout au long de sa vie et se transforme en CaCO_3 (Haselbach, 2009). Ainsi, il est peu probable que les produits à base de mâchefer conservent leur stabilité de manière pérenne dans des blocs ou des bétons à base de ciment prétendument sûrs au départ. Cela entraînera alors également la dispersion de polluants.

Une découverte inattendue et fortuite de ce rapport est la gamme des valeurs de perte au feu dépassant les valeurs réglementaires. De manière surprenante, nous pensons que ce rapport est le premier à utiliser les mâchefers (mis à disposition par des tests indépendants) pour un diagnostic de l'état d'un incinérateur. Il met en doute l'aptitude des incinérateurs modernes d'ordures ménagères à produire des mâchefers respectueux de l'environnement et donc utilisables, mais aussi l'efficacité de la surveillance actuelle des incinérateurs et la stabilité de leur fonctionnement.

Ces doutes s'ajoutent aux préoccupations exprimées précédemment par les exploitants d'installations de traitement des mâchefers concernant les grandes fluctuations de la qualité des cendres qui leur sont envoyées et une tendance générale à la baisse de cette qualité (Arkenbout, 2019). D'autres auteurs suggèrent que les sources de POP pourraient résulter du fait que les exploitants

d'incinérateurs d'ordures ménagères n'appliquent pas les MTD (Weber et al. 2019) ; pour d'autres les périodes hors conditions normales de fonctionnement [dites « OTNOC » en anglais] expliqueraient les émissions élevées de polluants (Arkenbout et al., 2018). Ce rapport suggère qu'en fait, l'instabilité est peut-être banale même pendant les périodes de fonctionnement stable, ce qui nécessiterait une étude plus approfondie.

6.2 Moteurs et autres motivations

L'auteur de l'une des publications les plus concrètes sur le traitement des mâchefers conclut que le lobby en faveur de l'utilisation des mâchefers après l'extraction des métaux n'a absolument rien à voir avec les préoccupations environnementales (Bunge (2019) :

« L'utilisation des mâchefers traités à sec [sic] comme matériau de construction est exclusivement motivée par un intérêt commercial qui se cache derrière une feuille de vigne d'engagement environnemental »

Il fait référence au coût élevé de la mise en décharge et, peut-être aussi aux obligations réglementaires de déclarations et de contrôles avant l'élimination d'un produit à valeur négative (UE, 2004). Des résultats similaires ont été rapportés par Arkenbout (2019), alors que l'inspection néerlandaise de l'environnement a conclu qu'un risque élevé de fraude provient de l'industrie des déchets en raison de la valeur marchande négative des mâchefers, et a indiqué que la mise en œuvre actuelle des réglementations pose un problème évident (Arkenbout, 2019). Il poursuit en disant que :

« En raison de l'absence d'options commercialement viables pour "nettoyer" les mâchefers à des niveaux acceptables de polluants (POP et métaux lourds), cela ne se fait tout simplement pas. »

Des études de cas comme celles de Byker (Newcastle/Royaume-Uni) et Jezera (République tchèque) ont rapporté que l'utilisation de mâchefers a conduit à une contamination locale du sol et à la bioaccumulation de POP, ce dernier cas ayant d'ailleurs bénéficié d'un financement de l'UE (Petrlík et Bell, 2020 ; Agence suédoise de protection de l'environnement, 2011 ; Arnika, 2021).

Plus récemment, des études de cas aux Pays-Bas ont conclu que (Arkenbout, 2019) :

« Bien que la recherche soit limitée, ce qui existe suggère de fortes préoccupations pour la sécurité publique et l'environnement" [Il a demandé de toute urgence des recherches complémentaires et...] "d'ici là, toute utilisation pratique des mâchefers ou des cendres volantes devrait être suspendue »

Le commerce semble être le moteur de l'utilisation des mâchefers plutôt que son usage domestique. L'Autriche n'a pas besoin de mâchefers comme matériau de construction (Blasenbauer et al., 2020). Il en va de même pour la Suisse, où de grandes quantités de granulats non pollués sont générées suite à des travaux d'excavation (Glauser et al., 2021). Si l'on regarde les statistiques commerciales européennes, on constate qu'une poignée de pays (en particulier les Pays-Bas, l'Allemagne, la Norvège et la Belgique) sont les principaux négociants de gravier et de sable naturels, avec un chiffre d'affaires économique de plusieurs milliards de dollars US par an (Leal Filho et al., 2021). Les Pays-Bas, en particulier, sont le troisième plus grand exportateur mondial de sable (OEC, 2021).

Combinées aux méthodes d'essai disparates et fragmentaires signalées précédemment, les normes relatives aux granulats de construction choisissent une approche de laissez-faire qui fait peser la charge de l'évaluation des risques sur le producteur, en conseillant de procéder à des essais uniquement **« lorsque cela est nécessaire ou en cas de doute »**, tandis que le contrôle des produits fait simplement référence aux directives européennes signalées précédemment comme inadéquates (EN, 2008) :

« Il est de la responsabilité du producteur de s'assurer que, si des substances dangereuses sont identifiées, leur teneur ne dépasse pas les limites en vigueur selon les dispositions valables sur le lieu d'utilisation de l'agrégat. »

Tout cela crée un niveau de risque élevé pour la santé publique et environnementale. Le principal facteur de contrôle de l'utilisation des mâchefers en Europe n'est pas de savoir si leur innocuité est scientifiquement prouvée, mais plutôt de savoir quelle méthode de test de lixiviation est choisie et quel pays ou région est le point de vente. Tout soutien financier en faveur d'une utilisation « verte » des mâchefers encouragerait probablement le transfert de matières dangereuses hors des décharges vers des pays où les réglementations environnementales sont inexistantes ou *a minima* plus laxistes. Les pays en développement semblent particulièrement vulnérables.

Une certaine protection est apportée par l'inscription des mâchefers à l'annexe II de la Convention de Bâle, qui cherche à réduire les mouvements transfrontaliers de déchets dangereux ; mais tous les pays ne font pas partie de cette convention, et le transport transfrontalier est autorisé avec un accord préalable.

Les mâchefers n'ont pas le statut de déchets ultimes (Blasenbauer et al., 2020). Mais, selon les règles de l'UE, ils peuvent être classés comme non dangereux si cela est prouvé par des tests de 15 classes de danger (UE, 2014). Cependant, il n'existe pas de méthode de test unifiée (Blasenbauer et al., 2020). Dans une étude néerlandaise pour l'industrie de l'incinération, il a été montré que les mâchefers étaient en infraction avec les valeurs limites de la classification des déchets de l'UE par la concentration totale de plomb, étant particulièrement vulnérables à H10 (toxique pour la reproduction) et H14 (écotoxicité) (Klymco, et al. 2016). Ce rapport confidentiel a été suivi un an plus tard par des orientations expliquant comment les différentes méthodes pour déterminer H14 pouvaient fournir des classifications de danger différentes (c'est-à-dire réussies ou non), malgré la violation de la valeur limite (Klymko et al., 2017).

Les dangers des mâchefers ont été identifiés dans les années 1990.

Meima et al. (1999) ont constaté que le cadmium, le cuivre, le molybdène et le plomb présentaient une lixiviation indépendante du pH, le zinc (tous les échantillons) et le cadmium présentant la lixiviation la plus élevée à faible pH. La méthodologie concernant la lixiviation séquentielle n'est pas nouvelle non plus. Elle a été utilisée par Buchholz et Landsberger (1995), qui ont constaté que la lixiviation du zinc était jugée particulièrement importante en raison de ses quantités relativement élevées dans les mâchefers ; l'arsenic, le cadmium et le plomb étaient lixiviés dans des conditions légèrement acides et étaient considérés comme des **« risques de lixiviation à long terme »** ; l'arsenic et le plomb étaient présents dans la plus grande gamme de composés, ce qui rendait leur confinement plus difficile.

Pourtant, près de trois décennies plus tard, et malgré les preuves présentées dans ce rapport, on constate toujours que les faits concernant les polluants dans les mâchefers sont totalement absents des « fiches d'information » sur les mâchefers de l'industrie de l'incinération (CEWEP, 2019). Ils ne sont pas non plus mentionnés dans les demandes de planification/autorisation des incinérateurs de déchets (voir §1).

Récemment, le rapporteur spécial du Programme des Nations unies pour l'Environnement a publié un document sur la gestion et l'élimination écologiquement rationnelles des substances et déchets dangereux. Une critique particulière était adressée à l'industrie des déchets (Orellana, 2021) :

“Les exemples abondent de campagnes de désinformation développées par des entreprises et des industries afin de conserver leurs parts de marché au détriment des droits des personnes, notamment des travailleurs, des consommateurs, des individus et des communautés qui sont exposés à des substances dangereuses.”

Parmi 39 recommandations, on signalera les suivantes (ibid.) :

« Élaborer des politiques publiques pour traiter les risques et les méfaits des substances dangereuses sur la base des meilleures preuves scientifiques disponibles »

« Répondre aux avancées scientifiques en mettant à jour et en révisant en temps utile les mesures de protection concernant les substances toxiques »

« Appliquer le principe de précaution dans l'élaboration de politiques et de réglementations pertinentes concernant les substances dangereuses, là où les preuves scientifiques sont peu concluantes »

6.3 Résultats en lien avec la taxonomie européenne

Cette recherche montre que les considérations sur la contribution substantielle des mâchefers à la transition vers une économie circulaire sont prématurées et infondées, et que l'hypothèse selon laquelle l'utilisation des mâchefers dans les applications de génie civil *« ne causerait aucun dommage significatif »* est réfutée. Ceci en référence aux objectifs suivants de la taxonomie de l'UE :

- Utilisation durable et protection des ressources en eau et des ressources marines ;
- Prévention et contrôle de la pollution ; et
- Protection et restauration de la biodiversité et des écosystèmes.

L'utilisation des mâchefers est considérée comme exclue par l'art 17, 1, d, iii de l'UE (2020) :

« La mise en décharge des déchets peut causer des dommages significatifs et durables à l'environnement. »

Un seul auteur a mentionné que l'utilisation des mâchefers atténuerait le changement climatique, tout en excluant les émissions de gaz à effet de serre directement associées à l'incinération des déchets. D'autres ont mentionné les besoins en énergie du traitement des mâchefers sans toutefois les comparer (par exemple Mehr et al., 2021). Bunge (2019) affirme qu'on ne peut pas comparer de manière significative les émissions de CO₂ entre la mise en décharge et l'utilisation des mâchefers à la place du gravier et du sable dans la construction, en raison des dommages environnementaux causés par la lixiviation des métaux une fois *in situ*.

Une étude antérieure d'Allegri et al. (2015), qui a utilisé des données empiriques provenant de tests de lixiviation basés sur des mâchefers obtenus d'une usine de traitement de mâchefers danoise, est pertinente. Ils ont modélisé uniquement l'impact de la toxicité des lixiviats de métaux (et non des POP) à travers 3 catégories : la toxicité cancérigène pour l'homme, la toxicité non cancérigène pour l'homme et l'écotoxicité en eau douce de l'utilisation proposée des mâchefers dans 9 scénarios de construction différents.

Des effets négatifs ont été constatés pour les 3 catégories dans 8 scénarios sur 9 : une contribution significative à la toxicité cancérigène pour l'homme et à l'écotoxicité en eau douce a été identifiée avec l'inclusion de mâchefers dans le béton, le chrome dominant l'impact cancérigène pour l'homme et l'arsenic et le zinc étant plus influents dans la catégorie de la toxicité non cancérigène. L'impact élevé du chrome était lié à la carbonatation des spécimens de béton utilisés comme sous-couche routière, les valeurs de lixiviat pour le chrome et le sélénium n'étaient pas conformes aux valeurs limites de libération des spécimens de béton fixées par le gouvernement danois. Le lixiviat du même échantillon n'était pas conforme avant maturation en raison d'une libération excessive de plomb, et le cuivre avait le plus grand impact négatif sur l'écotoxicité en eau douce.

6.4 Alternatives et recommandations

Si l'incinération des déchets (une activité linéaire) persiste pendant un certain temps dans le cadre d'une transition vers l'économie circulaire, il semble essentiel d'améliorer le tri à la source des déchets en amont pour éliminer les plastiques qui contiennent des polluants et/ou qui sont des producteurs connus de POP lors de l'incinération des déchets. L'élimination des plastiques des incinérateurs de déchets aurait toutefois des conséquences négatives sur la température interne, car les plastiques ont un pouvoir calorifique relativement élevé. De même, les halogènes - précurseurs de nombreux POP - resteront largement répandus dans d'autres déchets tels que le bois enduit et les textiles (voir tableau 1). Il serait intéressant de privilégier le financement d'un système solide de traçabilité des polluants présentes dans les déchets. Cela pourrait bénéficier de façon plus large à l'économie circulaire en fournissant un mécanisme pour réduire la diffusion et le cycle répété des polluants. La meilleure option serait encore d'œuvrer à la prévention des déchets.

En attendant, une révision des normes réglementaires et des meilleures pratiques est nécessaire pour mieux intégrer les résultats scientifiques et appliquer le principe de précaution avant toute nouvelle utilisation des mâchefers. Cela devrait inclure des méthodes de tests de lixiviation séquentielle (scénario le plus défavorable) et des tests plus complets de substances toxiques dans les analyses de lixiviation et de concentration totale, en mettant l'accent sur la stabilité à long terme du cycle de vie, ainsi qu'une plus grande harmonisation de la réglementation européenne.

6.5 Limites

Il est possible que certaines études empiriques aient été négligées lors de cette revue scientifique. L'absence de recherches empiriques récentes sur les POP en Europe laisse perplexe et ne peut être expliquée autrement que par l'hypothèse qu'elle reflète le financement universitaire prédominant en Europe, avec une tendance favorable à des recherches à fort potentiel commercial - en l'occurrence, l'augmentation de l'extraction des métaux des mâchefers. Cela expliquerait également l'absence d'études sur les substances organiques toxiques, qui ne procureraient probablement pas d'avantage immédiat.

Une seule étude a porté sur un seul échantillon. Les autres ont fourni des résultats d'échantillonnage et d'analyse à long terme des mâchefers (6 ans au maximum), ce qui renforce la valeur de ces résultats. Les variations dans la composition des déchets

pourraient augmenter le potentiel d'erreur, mais cela est limité par le fait que les Etats membres de l'UE ont des caractérisations de déchets très comparables (Hoorweg et Bhada-Tata, 2012). Les résultats concernant les toxiques organiques provenant des incinérateurs asiatiques doivent être traités avec une certaine prudence, bien que la part de plastique présente dans les déchets soit similaire au niveau mondial (ibid.).

Un certain nombre d'études sous-évaluent le véritable danger des mâchefers.

Par exemple, Glauser et al. (2021) ont éliminé les matières organiques non brûlées supérieures à 5 mm des mâchefers avant l'échantillonnage. Bielowicz et al. (2021) ont exclu certains échantillons qui contenaient des concentrations totales de plomb dépassant les limites nationales, et malgré cela leurs résultats ont montré des concentrations de plomb dépassant la valeur limite de lixiviation de 70%. Certaines études sont limitées par la gamme d'éléments analysés : Vateva et Laner (2020) n'ont pas analysé l'antimoine, un élément qui s'est avéré dépasser les valeurs limites de lixiviation dans d'autres études pour des tests similaires (Glauser et al. 2021, Simon et al. 2021).

7 Conclusions

Cette étude a permis d'établir une liste de préoccupations en matière de santé publique et de sécurité liées à l'utilisation « circulaire » des mâchefers d'incinération :

1. Les normes actuelles de sécurité sont dépassées. Dans l'UE, l'utilisation des mâchefers n'est pas suffisamment réglementée. A la place, il existe un mélange de réglementations locales et de directives, et de nombreux pays n'ont aucune exigence en matière de tests ;
2. Les mâchefers contiennent des concentrations totales importantes d'éléments « hautement préoccupants » selon les classifications de danger du règlement européen REACH ;
3. Les méthodes d'analyse des mâchefers préconisent de manière incohérente les valeurs de concentration totale, les réglementations n'exigeant que la détermination d'une poignée de substances toxiques ;
4. Les méthodes de tests de lixiviation des mâchefers ont des valeurs limites prescrites de manière incohérente, les réglementations n'exigeant la détermination que d'une poignée de substances toxiques ;
5. Les méthodes de tests de lixiviation des mâchefers ne sont pas fondées sur les connaissances scientifiques actuelles et ne sont pas représentatives des conditions réelles :
 - a. Elles ne prennent en compte que le lessivage à court terme, alors que certains éléments toxiques migrent après 6 ans d'expérimentation ;
 - b. Elles donnent des résultats erronés en raison du tamponnage du pH. Cela fait paraître l'échantillon plus stable qu'il ne l'est en réalité ;
 - c. Elles ne tiennent pas compte de l'influence de la matière humique, dont l'effet accélérateur sur la lixiviation a été démontré ;
 - d. Elles ne tiennent pas compte des effets à long terme de la carbonatation du ciment due à l'absorption de CO₂ atmosphérique et à l'exposition aux intempéries. Cela donne une fausse estimation de la stabilité ;
6. Il existe une probabilité d'exportation de mâchefers dangereux vers des pays où les réglementations sont plus laxistes ;
7. L'industrie de l'incinération ne mentionne pas les dangers associés aux mâchefers dans ses « fiches d'information » et dans les demandes d'autorisations / planification ;
8. Les microplastiques ne sont pas détruits par le processus d'incinération, on dénombre jusqu'à 565 particules de microplastiques par kg de mâchefers ;
9. Les PCDD/F sont présents dans les mâchefers avec des volumes plus importants que dans les cendres volantes et dans des concentrations d'environ 3/5 de celles des cendres volantes. Pour les mâchefers destinés à être utilisés comme matériaux de construction, seul un pays européen évalue la concentration totale de PCDD/F et aucun pays européen n'évalue les PCDD/F dans les lixiviats ;
10. Les concentrations de PBDE sont un ordre de grandeur plus élevé dans les mâchefers que dans les cendres volantes, et ne sont pas détruites par le processus d'incinération. Aucun pays européen n'évalue la présence de PBDE dans les mâchefers destinés à être utilisés comme matériaux de construction, que ce soit en concentration totale ou dans les lixiviats ;

11. Les PCB se concentrent dans les mâchefers en quantités de presque deux ordres de grandeur plus élevées que dans les cendres volantes (en moyenne), et ils sont également lixiviés depuis les mâchefers en concentrations plus élevées que pour les cendres volantes. Seuls 3 pays européens évaluent la concentration totale de PCB dans les mâchefers destinés à être utilisés comme matériaux de construction, et aucun n'évalue les PCB dans les lixiviats ;

12. Les PFAS s'accumulent à une concentration totale 3 fois plus élevée dans les mâchefers que dans les cendres volantes. Aucun pays européen n'évalue les PFAS dans les mâchefers destinés à être utilisés comme matériaux de construction, que ce soit en concentration totale ou dans les lixiviats ;

13. Les meilleures techniques disponibles de l'UE pour le traitement des mâchefers sont dépassées et ne tiennent pas compte des connaissances scientifiques actuelles :

a. Le criblage et le tamisage pour éliminer les fractions de plus petite taille n'est pas satisfaisant, de nombreux éléments potentiellement toxiques se retrouvant en plus grande quantité dans les plus grandes granulométries. Cela entraîne un risque plus élevé d'exposition aux poussières toxiques et de dissémination de polluants dans l'air ;

b. La maturation à l'air libre ou non n'est pas totalement bénéfique. Elle peut entraîner une plus grande migration des polluants et augmenter indirectement la dangerosité des mâchefers en fixant davantage de métaux dans la fraction minérale.

14. L'industrie du traitement des mâchefers en est encore à ses débuts et elle est actuellement incapable d'éliminer tous les métaux. La présence de certains d'entre eux, tels que l'aluminium, provoque une dilatation et un dégagement d'hydrogène, ainsi qu'un risque d'incendie possible à long terme dans les applications liées au ciment. Même après traitement, l'aluminium est présent dans les mâchefers en quantités susceptibles de perturber à terme l'intégrité structurelle des produits à base de ciment (blocs et béton), créant ainsi des risques à long terme liés à l'utilisation de ces produits ;

15. De nombreuses études indépendantes ont montré que les incinérateurs de déchets ne fonctionnaient pas toujours dans des conditions conformes à la directive sur les émissions industrielles. Cela a un impact sur leur capacité à produire des mâchefers exempts de tout danger, et cela soulève également des inquiétudes quant à l'efficacité de la surveillance et du contrôle des incinérateurs de déchets.

8 Remerciements

Merci à Abel Arkenbout, Josh et Shlomo Downen, Huub Scheele pour les informations fournies.

9 Bibliographie

Alam, Q., Schollbach, K., Rijnders, M., van Hoek, C., van der Laan, S., Brouwers, H.J.H. 2019a. The immobilization of potentially toxic elements due to incineration and weathering of bottom ash fines, *Journal of Hazardous Materials*, **379**, 120798.

Alam, Q., Schollbach, K., van Hoek, C., van der Laan, S., de Wolf, T., Brouwers, H.J.H. 2019b. In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements, *Waste Management*, **87**, pp.1-12.

Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A., Astrup, T.F. 2015. Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash, *Journal of Environmental Management*, **151**, pp.132-143.

Arkenbout, A. 2019. The hidden impacts of incinerator residues, Zero Waste Europe: Brussels, pp. 1-11.

Arkenbout, A., Olie, K., Esbensen, K.H. 2018. Emission regimes of POPs of a Dutch incinerator: regulated, measured and hidden issues, *Organohalogen Compounds*, **80**, pp. 413-416.

- Arnika, 2021. The European Union money used for contamination of a protected landscape area by fly ash (online). Consulté le 3 décembre 2021 à cette adresse :
<https://arnika.org/en/news/the-european-union-money-used-for-contamination-of-a-protected-landscape-area-by-fly-ash-19973>
- Arp, H.P.H., Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Wania, F., Breivik, K., Breedveld, G.D. 2020. The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities, *Science of the Total Environment*, **715**, 136824.
- Bielowicz, B., Chuchro, M., Jędrusiak, R., Wątor, K. 2021. Changes in leachability of selected elements and chemical compounds in residues from municipal waste incineration plants, *Energies*, **14**, 771.
- Blasenbauer, D., Huber., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelm, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C.J., Orupöld, Pajak, T., Simon, F-G., Svecova, L., Šyc, Ulvang, R., Vaajasaari, K., Carneghem, J.V., van Zomeren, A., Vasarevicius, S., Wégner, K., Fellner, J. 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe, *Waste Management*, **102**, pp. 868-883.
- Buchholz, B.A., Landsberger, S. 1995. Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash, *Journal of the Air and Waste Management Association*, **45**, pp. 579-590.
- Bunge, R. 2019. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash (online). Consulté le 4 novembre 2021 à cette adresse :
https://www.umtec.ch/fileadmin/user_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/Metals_from_MWIBA_6_2019.pdf
- Caviglia, C., Confalonieri, G., Corazzari, I., Destefanis, E., Mandrone, G., Pastero, L., Boero, R., Pavese, A. 2019. Effects of particle size on properties and thermal inertization of bottom ash (MSW of Turin's incinerator), *Waste Management*, **84**, pp. 340-354.
- CEWEP, 2019. Bottom ash factsheet (online). Consulté le 1er décembre 2021 à cette adresse :
<https://www.cewep.eu/bottom-ash-factsheet/>
- Chagger, H.K., Jones, J.M., Pourkashanian, M., Williams, A. 2000. The formation of VOC, PAH and dioxins during incineration, *Transactions of the Institute of Chemical Engineers*, **78** (B), pp.53-59.
- Chen, C-K, Lin, C., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P. 2006. The size distribution of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in the bottom ash of municipal solid waste incinerators, *Chemosphere*, **65**, pp.514-520.
- Clark, J.F.M. 2007. 'The incineration of refuse is beautiful': Torquay and the introduction of municipal refuse destructors, *Urban History*, **32** (2), pp.255-277.
- Conesa, J.A., Nuñez, S.S., Ortuño, N., Moltó, J. 2021. PAH and POP presence in plastic waste and recyclates: State of the art, *Energies*, **14**, 3431.
- Dickens, C. 1865. *Our Mutual Friend*. Chapman and Hall: London.
- Ebert, J., Bahadir, M. 2003. Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress, *Environment International*, **29** (6), pp. 711-716.

Ellen MacArthur Foundation. 2014. Towards the circular economy, accelerating the scale-up across global supply chains, pp. 14-15 (online). Consulté le 8 décembre 2021 à cette adresse:

https://www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf

EN, 2008. EN12620:2002+A1: 2008. Aggregates for concrete incorporating corrigendum May 2004.

EN, 2002/2003. EN12457. Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. [Il y a 4 documents séparés, avec des ratios distincts pour chaque granulométrie].

EU, 2020. Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2020 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088 (with EEA relevance).

EU, 2019. Commission Implementing Decision (EU) 2019/2010 of 12 November 2019 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council, for waste incineration (notified under document C (2019) 7987) (Text with EEA relevance).

EU, 2014. Commission Decision of 18 December 2014 amending Decision 2000/532/ EC on the list of waste pursuant to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance).

EU, 2010. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) (Recast) (Text with EEA relevance).

EU, 2004. Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 on persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC (repealed).

Leal Filho, W., Hunt, J., Lingos, A., Platje, J., Viera, L.W., Will, M., Dan Gavriletea, M. 2021. The unsustainable use of sand: reporting on a global problem, *Sustainability*, **13**, 3356.

Ghisi, R., Vamerali, T., Manzetti, S. 2019. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFASs) in agricultural plants: a review, *Environmental Research*, **169**, pp. 326-341.

Glauser, A., Weibel, G., Eggenberger, U. 2021. Effects of enhanced metal recovery on the recycling potential of MSWI bottom ash fractions in various legal frameworks, *Waste Management and Research*, **1-12**, <https://doi.org/10.1177/0734242X21103>

Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Weber, R., Lacovidou, E., Purnell, P. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *Journal of Hazardous Materials*, **344**, pp. 179-199.

Haselbach, L. 2009. Potential for carbon dioxide absorption in concrete. *Journal of Environmental Engineering*, **135**(6), pp. 465-472.

Hennebert, P. 2021. The substitution of regulated brominated flame retardants in plastic products and waste and the declared properties of the substitutes in reach, *Detritus*, **16**, pp. 16-25.

Hoorweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste: a global review of solid waste management. Urban development series. Knowledge papers no. 15. Washington, DC: World Bank, pp.16-22.

Hsieh, Y-K., Chen, W-S., Zhu, J., Huang, Q. 2018. Characterisation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans of the flue gases, fly ash and bottom ash in a municipal solid waste incinerator, *Aerosol and Air Quality Research*, **18**, pp. 421-432.

- Hulgaard, T., Vehlow, J., 2011. Incineration: Process and Technology, pp. 363-392. In: Christensen, T.H. Solid waste technology and management, volume 1 and 2. Blackwell Publishing: Oxford.
- Kalbe, U., Simon, F-G. 2020. Potential use of incinerator bottom ash in construction: Evaluation of the Environmental Impact, *Waste and Biomass Valorization*, **11**, pp. 7055-7065.
- Klymko, T., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., Hjelmar, O., Hyka, J. 2016. Revised classification of MSWI bottom ash. ECN-X-16-125, ECN: Petten, pp 1-77.
- Klymko, T., Dijkstra, J.J., van Zomeren, A. 2017. Guidance document on hazard classification of MSWI bottom ash. ECN-E-17-024 ECN: Petten, pp 1-37.
- Lin, Y-J., Zhou, S-Q., Lee, W-J., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P., Lin, W-C. 2014. Size distribution and leaching characteristics of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in the bottom ashes of municipal solid waste incinerators, *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, pp. 4614-4623.
- Liu, S., Zhao, S., Liang, Z., Wang, F., Sun, F., Chen, D. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS, *Science of the Total Environment*, **795**, 148468.
- Mantovani, L., Tribaudino, M., De Matteis, C., Funari, V. 2021. Particle size and potential toxic element speciation in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash, *Sustainability*, **13**, 1911.
- Mehr, J., Haupt, M., Skutan, S., Morf, L., Adrianto, L.R., Weibel, G., Hellweg, S. 2021. The environmental performance of enhanced metal recovery from dry municipal solid waste incineration bottom ash, *Waste Management*, **119**, pp.330-341.
- Meima, J.A., Comans, R.N.J. 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering, *Applied Geochemistry*, **14**, pp. 159-171.
- Melosi, M.V. 1973. "Out of sight, out of mind" The environment and disposal of municipal refuse, 1860-1920, *The Historian*, **35** (4), pp. 621-640.
- Miles, T.R., Miler Jr, T.R., Baxter, L.L., Bryers, W.R., Jenkins, B.M., Oden, L.L., 1995. Alkali deposits found in biomass power plants. A preliminary investigation of their extent and nature. A summary report for National Renewable Energy Laboratory, Office of Scientific and Technical Information: Oakridge.
- Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Arp, H.P.H. 2017. The presence and partitioning behaviour of flame retardants in waste, leachate, and air particles from Norwegian waste-handling facilities, *Journal of Environmental Sciences*, **62**, pp. 115-132.
- Muznik, S. 2017. "Deliver or pay", or how waste incineration causes recycling to slow down (online). Consulté le 3 décembre 2021 à cette adresse : <https://zerowasteurope.eu/2017/10/deliver-pay-waste-incineration-causes-recycling-slow/>
- Neuwahl, F., Cusano, G., Benavides, J.G., Holbrook, S., Roudier. 2019. Best available techniques (BAT) reference document on waste incineration. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), EUR 29971 EN, Luxembourg: Publications Office of the European Union, pp. 278-280.
- OECD, 2021. World Trade in Sand 2019 (online). Consulté le 24 novembre 2021 à cette adresse: <https://oec.world/en/profile/hs92/52505/>

Orellana, M. 2021. U.N. General Assembly. Right to science in the context of toxic substances. Report of the Special Rapporteur on the implications for human rights of the environmentally sound management and disposal of hazardous substances and wastes, Marcos Orellana. A/HRC/48/61. Human Rights Council, Forty-eighth session, 13 September–1 October 2021. Disponible à cette adresse :

<https://digitallibrary.un.org/record/3936864>

Particulate Matter Research Group, 2019. Particulates matter. Are emissions from incinerators safe to breathe? (online). Consulté le 3 décembre 2021 à cette adresse : <https://ukwin.org.uk/files/particulates/PRG-Particulates-Matter-December-2019.pdf>

Petrlík, J., Bell, J. 2020. Toxic ash poisons our food chain. International Pollution Elimination Network (online). Consulté le 21 septembre 2021 à cette adresse: <https://ipen.org/news/toxic-ash-poisons-our-food-chain>

Powerfuel, 2020. Portland energy recovery facility. Planning support statement, September 2020 (online). Consulté le 20 novembre 2021 à cette adresse :

http://www.powerfuelportland.co.uk/files/image/Application%20documents/Portland_ERF_Planning_Supp_St.pdf

PSF, 2021. Platform on Sustainable Finance: Technical Working Group. Taxonomy pack for feedback. August 2021 (online). Consulté le 17 novembre 2021 à cette adresse:

https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/business_economy_euro/banking_and_finance/documents/210803-sustainable-finance-platform-report-technical-screening-criteria-taxonomy_en.pdf

Simon, F.-G., Vogel, C., Kalbe, U. 2021. Antimony and vanadium in incineration bottom ash – leaching behavior and conclusions for treatment processes, *Detritus*, **16**, pp. 75–81.

Spaiser, V., Ranganathan, S., Bali Swain, R., Sumpter, D.J.T. 2017. The sustainable development oxymoron: quantifying and modelling the incompatibility of sustainable development goals, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, **24** (6), pp. 457–470.

Swedish Environmental Protection Agency, 2011. Low POP content limit of PCDD/F in waste – Evaluation of human health risks. Report 6418. The Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm.

Tanner, A. 2006. Dust O! Rubbish in Victorian London, 1860–1900, *The London Journal*, **31** (2), pp. 157–178.

Tiberg, C., Sjöstedt, C., Fedje, K.K. 2021. Speciation of Cu and Zn in bottom ash from solid waste incineration studied by XAS, XRD, and geochemical modelling, *Waste Management*, **119**, pp. 389–398.

Tilley, H. Ashes to Cashes: The value of dust (online). 17th July 2014. Consulté le 7 décembre 2021 à cette adresse :

<https://dickensourmutualfriend.wordpress.com>

Van Praagh, M., Johansson, M., Fagerqvist, J., Grönholm, R., Hansson, N., Svensson, H. 2018. Recycling of MSWI-bottom ash in paved constructions in Sweden – A risk assessment, *Waste Management*, **79**, pp. 428–434.

Vateva, I., Laner, D. 2020. Grain-size specific characterisation and resource potentials of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash: A German case study, *Resources*, **9**, 66, doi:10.3390/resources9060066

Vehlow, J. 2015. Air pollution control systems in WtE units: an overview, *Waste management*, **37**, pp.58–74.

Weber, R., Bell, L., Watson, A., Petrlik, J., Paun, M.C., Vijgen, J. 2019. Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environmental Pollution*, **249**, pp. 703-715.

Wellcome Collection, no date. Wellcome Library no. 38709i (online). Consulté le 3 décembre 2021 à cette adresse :

<https://wellcomecollection.org/works/ssu37wcd>

Weidlich, T. 2021. The influence of copper on halogenation/dehalogenation reactions of aromatic compounds and its role in the destruction of polyhalogenated aromatic contaminants, *Catalysts*, **11**, 378.

Wiesinger, H., Wang, Z., Hellweg, S. 2021. Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids, *Environmental Science and Technology*, **55**, pp. 9339-9351.

Wang, L-C., Hsi, H-C., Wang, Y-F., Lin, S-L., Chang-Chein, G-P. 2010. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators, *Environmental Pollution*, **158**, pp. 1595-1602.

Yang, Z., Fan, L., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., He, P. 2021. Is incineration the terminator of plastics and microplastics?. *Journal of Hazardous Materials*, **401**, 123429.

Auteur(s): Andrew Neil Rollinson
Editeur(s): Janek Vahk, Ana Oliveira
Zero Waste Europe, 2022
Traducteur(s) : Zero Waste France, Collectif 3R



Zero Waste Europe est le réseau européen de communautés, de dirigeants locaux, d'experts et d'agents de changement qui travaillent à l'élimination des déchets dans notre société. Nous plaidons pour des systèmes durables et la redéfinition de notre relation avec les ressources, afin d'accélérer une transition juste vers le zéro déchet, au bénéfice des personnes et de la planète.



Zero Waste Europe est le réseau européen de communautés, de dirigeants locaux, d'experts et d'agents de changement qui travaillent à l'élimination des déchets dans notre société. Nous plaidons pour des systèmes durables et la redéfinition de notre relation avec les ressources, afin d'accélérer une transition juste vers le zéro déchet, au bénéfice des personnes et de la planète.



Zero Waste France est une association française créée en 1997 sous le nom initial de Centre national d'information indépendante sur les déchets (Cniid). A l'origine, son rôle de lanceur d'alerte est primordial : notamment, faire connaître les dangers de l'incinération pour obtenir une réglementation plus contraignante sur les rejets des installations (par exemple, sur les dioxines). Rapidement, l'association décide de s'attaquer à la source du problème : la production de déchets et, plus largement, le gaspillage des ressources naturelles.



Le Collectif 3R (réduire, réutiliser, recycler) est une association française qui agit principalement en Ile-de-France afin de faire évoluer les politiques publiques de prévention et de gestion des déchets, actuellement caractérisées par le « tout-incinération » avec en particulier la présence du plus ancien et du plus grand incinérateur d'Europe à Ivry-sur-Seine / Paris XIII.



Zero Waste Europe est le réseau européen de communautés, de dirigeants locaux, d'experts et d'agents de changement qui travaillent à l'élimination des déchets dans notre société. Nous plaidons pour des systèmes durables et la redéfinition de notre relation avec les ressources, afin d'accélérer une transition juste vers le zéro déchet, au bénéfice des personnes et de la planète.