

# Lixiviation acide de résidus d'épuration des fumées d'incinération d'ordures ménagères (REFIOM)

**Aurore De Boom (bioingénieur)<sup>1</sup>, Marc Degrez (professeur)<sup>1</sup>, Jorge de Carvalho (professeur)<sup>2</sup>, Maria Joana Neiva Correia (professeur)<sup>2</sup>**

1. Université Libre de Bruxelles (U.L.B.), Service matières et matériaux, Equipe CREA-SURF, rue de l'Industrie 24, 1400 Nivelles - Belgique

2. Instituto Superior Técnico (I.S.T.), Departamento de engenharia química, Linha de hidrometalurgia e ambiente, av. Rovisco Pais, 1049-001

Lisboa – Portugal

Pour toute correspondance : +32 67 88 94 36 - adeboom@ulb.ac.be

## Résumé

Les REFIOM sont considérés comme déchets dangereux et nécessitent un traitement avant leur enfouissement. Les expériences présentées ici visent à étudier le comportement à la lixiviation de REFIOM provenant de deux incinérateurs belges et collectés au niveau du four, de la chaudière et de l'électrofiltre. Les expériences consistent en la détermination de la capacité de neutralisation des résidus et en des essais de lixiviation par différents acides. Trois éléments ont été suivis : Ca, Cu et Zn. La dissolution de Cu et Zn est favorisée aux pH inférieurs à 3, tandis que la mise en solution du Ca ne semble pas influencée par le pH. Les lixiviats présentent des concentrations assez faibles en cuivre (18 mg/L max), mais plus élevées en zinc (250 mg/L max) et en calcium (7,9 g/L max). Dans un processus de valorisation des REFIOM, il serait dès lors intéressant d'inclure une ou plusieurs étapes préalables à la lixiviation, permettant ainsi d'éliminer certains contaminants et d'obtenir une solution finale plus concentrée et apte à l'extraction d'un élément.

**Mots clés** : REFIOM, incinération, lixiviation

## Introduction

L'incinération des ordures ménagères produit deux sortes de déchets solides : les mâchefers (MIOM) et les résidus d'épuration des fumées (REFIOM). Les MIOM sont aujourd'hui souvent utilisés comme matériaux de construction (matériaux de remblais), après traitement ([6], [13]). Les REFIOM sont quant à eux considérés comme déchets dangereux et placés en décharge pour déchets dangereux, après traitement (généralement inertage : stabilisation et solidification). Il est également question de traiter les REFIOM en vue de leur utilisation, notamment en matériaux de construction [6]. L'enfouissement des REFIOM, ou leur utilisation, pose cependant encore la question de la lixiviation à court et long terme des contaminants (métaux lourds, organiques) qu'ils contiennent ([1], [7]). Afin d'estimer la lixiviation des déchets solides, plusieurs protocoles existent ([12], [10]).

Le test américain « TCLP » (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) et le test européen décrit par la norme EN 12457 en sont deux exemples notables.

Les essais présentés ici ont été réalisés dans le cadre d'un projet financé par la région wallonne et en collaboration avec l'Instituto superior técnico de Lisbonne, projet qui vise à valoriser les métaux lourds contenus dans les REFIOM. L'idée principale des expériences reprises dans ce document est d'étudier la toxicité des REFIOM et la capacité de dissolution de certains métaux que ces résidus contiennent, via des essais de lixiviation. Différents acides sont utilisés de sorte à déterminer quel acide présente la plus grande efficacité en matière de dissolution de métaux. Quatre acides ont été testés : acide acétique, nitrique, sulfurique et chlorhydrique. À l'aide de ces réactifs, nous avons voulu atteindre plusieurs pH finaux afin de mettre en évidence l'influence de ce pH sur la dissolution des composés. Les pH choisis pour cette expérience sont 5 (à l'instar du test américain TCLP réalisé à l'acide acétique), 3 et 1,5 (pour vérifier si la diminution du pH permet de dissoudre plus de métaux). Cette dernière valeur de pH n'est néanmoins pas atteignable avec l'acide acétique.

## Méthode et appareillage

Les REFIOM utilisés pour ces essais proviennent de deux incinérateurs wallons, nommés A et B. Les fumées de l'incinérateur A rencontrent tout d'abord un absorbeur (injection de chaux), puis un électrofiltre et, après une injection d'un mélange de chaux et de charbon actif, un filtre à manches. Dans le cas de l'incinérateur B, l'électrofiltre se situe après la chaudière. Les fumées sont ensuite traitées par un lavage humide (à la soude) et du charbon actif est injecté avant un filtre à manches, qui termine le traitement des fumées. Les essais ont été réalisés sur les résidus de chaudière et de l'électrofiltre pour l'incinérateur A, et sur des résidus de four et d'électrofiltre pour l'incinérateur B. Ces REFIOM ont été choisis car ils présentent des quantités de métaux (Cr, Cu, Pb, Zn) plus importantes que les REFIOM provenant des laveurs ou des filtres à manches. De plus, les résidus du four et de la chaudière ne dépendent pas du système de traitement des fumées utilisé. Leur comportement pourrait donc être plus facilement généralisable.

## Capacité de neutralisation acide

La détermination de la capacité de neutralisation acide est basée sur un protocole mentionné dans un document du Comité européen de normalisation [3]. Les premiers tests ont été effectués à l'acide nitrique. Une quantité de solide (60 g) est mélangée à de l'eau désionisée ( $L/S = 9 \text{ L/kg}$ , soit 540 mL) pendant une heure. Après ce laps de temps, le pH est mesuré et de l'acide nitrique est ajouté à la solution. La solution est à nouveau mélangée pendant une demi-heure. Le pH est alors mesuré à nouveau et ces étapes sont répétées jusqu'à ce que le pH atteigne environ une valeur de 2.

Les tests suivants ont été réalisés en utilisant de l'acide acétique, dans le but complémentaire de déterminer les quantités d'acide nécessaires pour les expériences de lixiviation présentées ci-après. Le protocole a été simplifié par rapport aux essais précédents : 1 g de REFIOM est mélangé à 40 mL d'eau désionisée. L'acide est ajouté petit à petit, sans attendre systématiquement une demi-heure entre chaque ajout. Ceci rend le test plus rapide, mais il est possible qu'il soit entaché d'erreur si l'équilibre n'est pas atteint.

## Essais de lixiviation acide

Les volumes d'acide acétique et d'acide nitrique à mettre en œuvre ont été choisis sur la base de tests de capacité de neutralisation acide. Les quantités d'acides sulfurique et chlorhydrique ont été déduites, sur base du nombre de moles, des résultats obtenus en utilisant les deux autres acides. 1 g de REFIOM est mélangé à 40 mL d'une solution de lixiviation composée d'une quantité variable d'acide et d'eau désionisée. Les solutions sont mélangées pendant 18 h, à  $23 \text{ }^\circ\text{C}$  et à une vitesse de 150 tpm, en utilisant un agitateur orbital thermostaté (Agitorb 200, Aral AB). Les solutions sont ensuite filtrées. Les concentrations en Ca, Cu et Zn sont déterminées par absorption atomique (AAAnalyst 200, Perkin Elmer) et la valeur du pH est également relevée. Le calcium, le cuivre et le zinc ont été choisis respectivement comme élément représentant les composants majeurs, les métaux minoritaires et les métaux majoritaires de la matrice des REFIOM.

# Résultats

## Capacité de neutralisation acide

D'après les résultats repris à la Figure 1, des quantités d'acide nitrique de 2,5 mmol et 6,5 mmol par gramme de REFIOM sont nécessaires pour atteindre respectivement des pH de 5 et de 3 dans le cas des résidus de la chaudière A, du four B et de l'électrofiltre B. La différence entre les résultats obtenus et le pH calculé (pH théorique qu'il y aurait eu dans la solution sans REFIOM) met en évidence le caractère basique et un certain effet tampon des résidus étudiés.

Dans les cas de l'électrofiltre A, plus de 9 mmol/g doivent être ajoutés afin d'atteindre un pH de 6. Un pH de 3,4 est obtenu après addition de 12 mmol/g. Ceci indique que ce résidu possède un caractère basique plus important que les autres résidus.

La courbe expérimentale ressemble d'ailleurs à une courbe de titration d'une base forte par un acide fort.

Figure 1 : Capacité de neutralisation acide (acide nitrique)

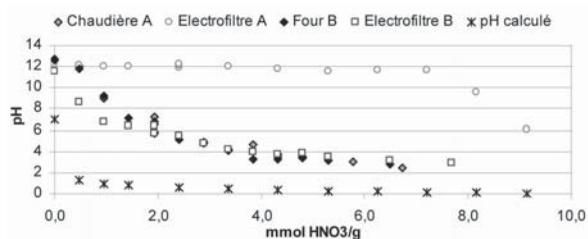
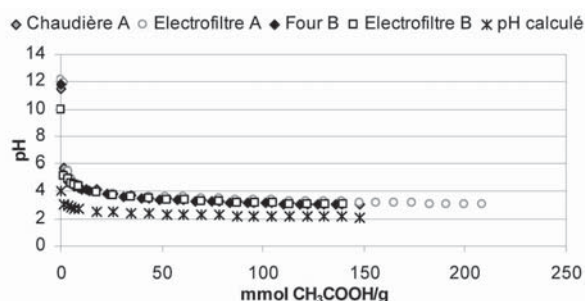


Figure 2 : Capacité de neutralisation acide (acide acétique)



Dans le cas de l'acide acétique et pour tous les REFIOM, 5 mmol/g ont été ajoutées pour obtenir un pH 5 et 100 mmol/g pour atteindre un pH 3, comme illustré à la Figure 2. Il est cependant à noter que ces valeurs sont données en moles d'acide acétique, ce qui ne correspond pas exactement à une mole d' $\text{H}^+$  ( $\text{pK}_a$  de l'acide acétique = 4,7). En comparant les points expérimentaux et le pH calculé, il apparaît que les solutions tendent vers une situation d'équilibre dès l'ajout d'environ 20 mmol  $\text{CH}_3\text{COOH/g}$ . Le pH d'équilibre est néanmoins supérieur dans le cas des solutions contenant des REFIOM, indiquant à nouveau le caractère basique de ces derniers.

## Essais de lixiviation acide

L'évolution du pH de la solution finale en fonction du pH de la solution lixivante semble linéaire dans le cas des acides forts, pour des pH de lixiviant compris entre 0,5 et 1,5, alors que la courbe de l'acide acétique a plutôt une allure sigmoïdale (voir Figure 3).

La Figure 4 reprend les concentrations et les quantités dissoutes de Ca, Cu et Zn en fonction du pH. La dissolution du cuivre et du zinc est quasi nulle dans la gamme des pH basiques. A partir d'une valeur de pH comprise entre 5 et 8 selon les cas, les quantités dissoutes augmentent et atteignent un maximum vers  $\text{pH} = 2$ .

Le cuivre semble être moins facilement solubilisé dans les résidus de chaudière et de four que dans les fines d'électrofiltre : dans le premier cas, les pourcentages dissous se situent en dessous des 60 % alors que dans le second, ils atteignent plus de 80 %. Une explication a été apportée par Hsiao et al ([8], [9]).

Différents composés de cuivre ont été identifiés dans des résidus de chaudière et d'électrofiltre [9] :  $\text{Cu}(\text{OH})_2$ ,  $\text{CuO}$ ,  $\text{CuCl}_2$  et  $\text{CuS}$ . La plus grande disponibilité du cuivre dans les REFIOM d'électrofiltre pourrait être due au fait que  $\text{CuCl}_2$  se trouve en surface dans ces résidus, contrairement aux cendres de chaudière où il est encapsulé dans la matrice [9]. Concernant le zinc, un palier où les quantités dissoutes restent relativement stables (de 60 à 100 % selon les REFIOM) peut être observé entre les pH 1 et 4. L'allure des résultats est comparable aux données d'Astrup et al [2].

D'après ces auteurs, la lixiviation du zinc peut être contrôlée par la solubilité de  $\text{ZnO}\cdot\text{SiO}_2$  ( $6 < \text{pH} < 8$ ) et de  $\text{Zn}_2\text{SiO}_4$  ( $8 < \text{pH} < 10$ ). Van Herck et al [14] considèrent, pour leur part, les formes suivantes :  $\text{ZnO}\cdot\text{SiO}_2$ ,  $\text{ZnCO}_3$ ,  $\text{Zn}(\text{OH})_2$ . Ils indiquent également qu'une diminution de solubilité du zinc à un pH de 4,5 peut être due à la précipitation de silicate de zinc et attribuent la forme plate de la courbe de solubilité, rencontrée aux bas pH, à la quantité maximale de zinc lixiviable. Il est plus difficile de systématiser le comportement du calcium. Les solutions d'acide sulfurique dissolvent moins de 20 % de cet élément, alors que les trois autres solutions acides permettent d'en extraire de 20 à 80 %. La faible solubilité du sulfate de calcium (2,01 mg/g d'eau à 20 °C, par rapport à 247 mg/g pour l'acétate, 745 mg/g pour le chlorure et 1,29 g/g pour le nitrate [11]) est probablement à l'origine de cet effet. Néanmoins, les quantités de calcium dissoutes par les solutions d'acides chlorhydrique, nitrique et acétique ne correspondent pas à l'ordre donné par la solubilité de sels. D'autres composés doivent donc se former et influencer la solubilité du calcium. D'après [1], les phases minérales contenues dans les REFIOM pouvant contrôler la solubilité du calcium sont :  $\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$ ,  $(\text{Ba}, \text{Ca})\text{SO}_4$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ . Il faut également remarquer que la méthode utilisée ici ne permet pas de différencier la non-dissolution d'un composé de la dissolution suivie d'une précipitation. Dans une solution d'acide sulfurique, le calcium contenu dans les REFIOM pourrait se dissoudre et re-précipiter sous forme de  $\text{CaSO}_4$  en surface des particules en solution ou sur les parois des récipients (des dépôts sur les flacons ont été observés à plusieurs reprises ; leur composition n'a pas été analysée).

La Figure 5 compare les quantités de Ca, Cu et Zn dissoutes par différentes solutions acides d'une concentration initiale de 0,3 ou 0,4 M. Ces concentrations avaient été choisies afin d'atteindre un pH de 1,5 (l'acide acétique n'apparaît donc pas dans les acides utilisés). Le pH atteint est supérieur au pH escompté, se situant autour de 1,5-2 pour les REFIOM de la chaudière A, du four B, de l'électrofiltre B et autour de 3 pour l'électrofiltre A. En ce qui concerne la dissolution des composés étudiés, d'importantes déviations sont tout d'abord constatées et peuvent être dues à l'hétérogénéité des REFIOM. Les déviations sont d'ailleurs généralement plus faibles dans le cas des résidus d'électrofiltre qui présentent un aspect beaucoup plus uniforme que les résidus de four ou de chaudière. Comme précédemment, le calcium ne se dissout pas en présence d'acide sulfurique.

En utilisant de l'acide chlorhydrique ou nitrique, on obtient des concentrations correspondant à une dissolution de 33 à 46 % pour tous les REFIOM, à l'exception de l'électrofiltre A où le calcium se dissout à plus de 65 %. La dissolution du cuivre ne semble pas être favorisée par un acide en particulier. En revanche, comme précédemment, le cuivre de l'électrofiltre B apparaît comme étant plus disponible que dans les autres REFIOM (dissolution de plus de 60 %). Pour le zinc, nous n'observons pas de tendance liée à l'utilisation d'un acide (le maximum de zinc dissous n'est pas obtenu avec le même acide) mais nous notons de nouveau des différences entre les REFIOM. Dans ce cas-ci, les cendres du four B fournissent les plus hauts taux de dissolution. Les plus faibles pourcentages de dissolution en Cu et Zn observés pour l'électrofiltre A peuvent cependant être liés au pH, légèrement plus élevé.

Figure 3 : pH final en fonction du pH du lixiviant

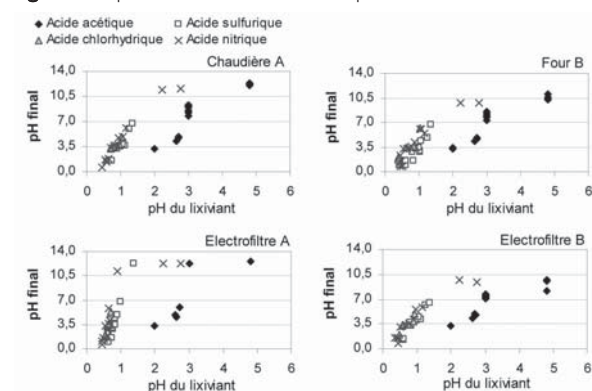


Figure 4 : Concentrations et pourcentages dissous en Ca, Cu et Zn

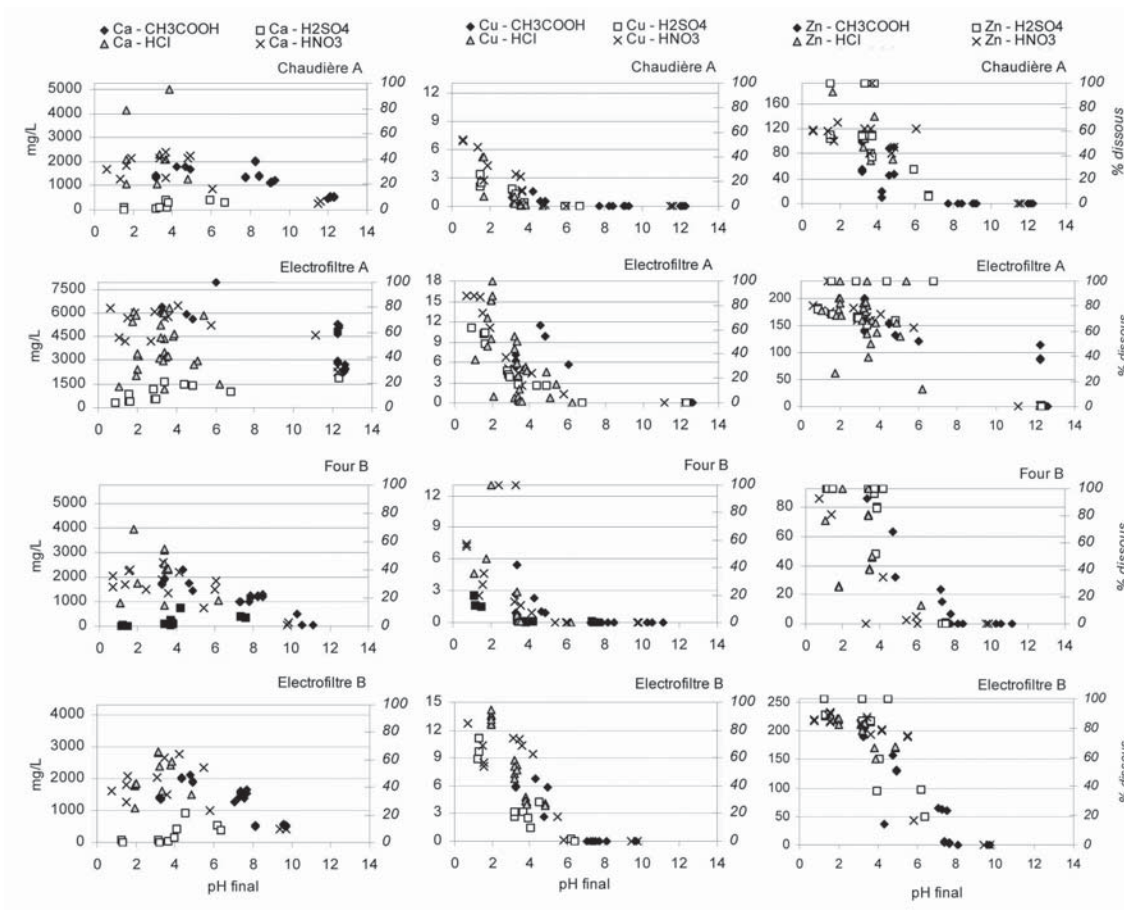
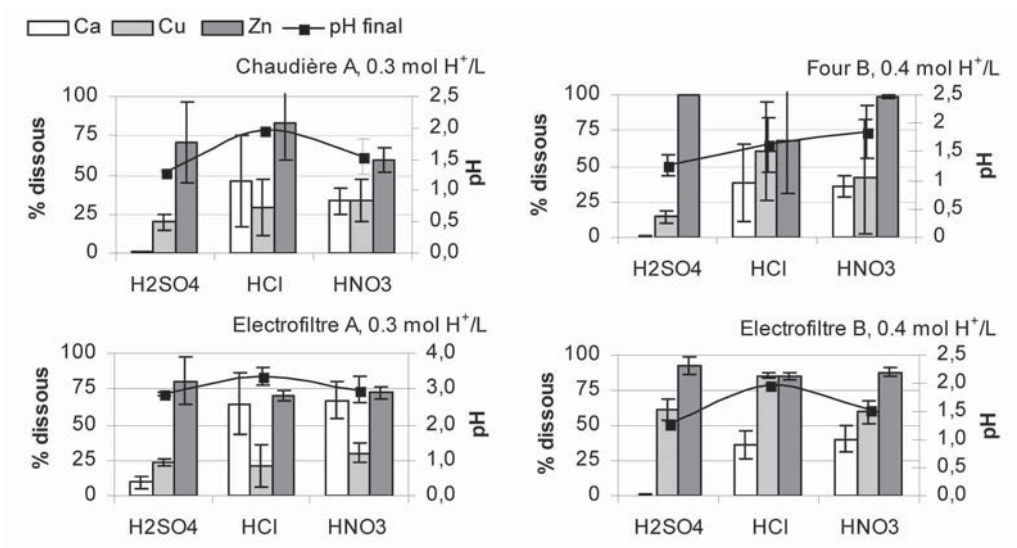


Figure 5 : Pourcentages de Ca, Cu et Zn dissous en utilisant 0,3 ou 0,4 mol H<sup>+</sup>/L



## Discussion et conclusions

Les REFIOM sont considérés comme déchets dangereux à cause principalement de leur contenu en métaux lourds et du risque de contamination du milieu extérieur que ces composés représentent. Les REFIOM étudiés proviennent de la chaudière et de l'électrofiltre d'un incinérateur A (traitement des fumées par voie semi-humide) ainsi que du four et de l'électrofiltre d'un incinérateur B (traitement des fumées par voie humide). Les essais de lixiviation réalisés ici ont pour but de caractériser la toxicité et la capacité de dissolution des REFIOM afin d'apprécier l'impact environnemental que ces résidus peuvent avoir et d'estimer les possibilités de récupération des métaux contenus dans ces solides.

La capacité de neutralisation acide fournit la quantité d'acide nécessaire pour atteindre un certain pH. Elle a également été utilisée pour évaluer la quantité d'acide nécessaire pour les essais de lixiviation.

Dans les essais de lixiviation, quatre acides différents ont été utilisés pour obtenir des solutions de REFIOM (L/S = 40) présentant des pH de 1,5, 3 et 5. C'est ici que se situe la principale critique de ces tests. En effet, les quantités d'acide ont été adaptées au fur et à mesure afin de se rapprocher de ces valeurs de pH.

Cette technique d'essai/erreur prend énormément de temps et ne fournit pas des résultats facilement exploitables. Néanmoins, les tests réalisés nous apportent quelques informations sur le comportement à la dissolution des REFIOM.

Les REFIOM présentent des propriétés alcalines. Le pH naturel, obtenu lors de la mise en solution aqueuse des résidus, atteint généralement une valeur de 12. Lorsque l'on compare les valeurs de pH obtenues lors de la détermination de la capacité de neutralisation acide et les essais de lixiviation, nous constatons des différences. La quantité d'acide nécessaire pour atteindre un certain pH varie, pour un même résidu, suivant les conditions expérimentales et l'acide utilisé. L'origine de ces différences est difficilement identifiable au vu des nombreux processus impliqués et de l'hétérogénéité des résidus. Lors des tests de lixiviation, nous avons analysé les concentrations en solution de 3 éléments (Ca, Cu et Zn), en supposant que des tendances générales pourront être déduites de leur comportement. Les dissolutions les plus importantes se rencontrent à des pH inférieurs à 3. Pour atteindre ces maxima, les acides utilisés diffèrent d'un résidu à l'autre. Les trois éléments étudiés présentent des comportements différents. Le calcium ne semble pas être influencé par le pH atteint. Il est peu soluble lors de lixiviation à l'acide sulfurique ( $\text{CaSO}_4$  présente une faible solubilité) et paraît plus facilement extrait dans les résidus de l'électrofiltre A. Vu les concentrations atteintes en Ca, il se peut que des composés reprécipitent à la surface des REFIOM ou sur les parois du récipient. Le cuivre ne se dissout pas ou très peu au dessus d'un pH de 6 et semble plus disponible dans les résidus d'électrofiltre que dans les cendres de four ou de chaudière. Le zinc présente des taux de dissolution important pour tous les acides et tous les résidus. Sa dissolution pourrait être limitée par la solubilité de  $\text{ZnO.SiO}_2$ .

Lorsque l'on compare différents acides à une même concentration, les taux de dissolution atteignent des valeurs de 100 % dans le cas du zinc alors qu'ils sont inférieurs pour le calcium (67 % max) et pour le cuivre (85 % max).

La lixiviation peut être considérée selon deux points de vue : l'environnement et l'industrie. En ce qui concerne l'environnement, une solution de lixiviation doit contenir un élément dans une concentration moindre qu'un certain niveau, généralement fixé par la législation. De plus, un déchet ne peut pas présenter plus d'une certaine quantité maximale d'éléments lixiviés. Du point de vue d'une industrie « extractive », la concentration d'un composé dans une solution de lixiviation doit être supérieure à une valeur de base, dépendant de la technique visée pour la récupération du composé.

Des limites doivent donc être fixées pour pouvoir discuter des résultats obtenus et savoir si les concentrations obtenues sont environnementalement acceptables ou industriellement exploitables en vue de la séparation d'un composé.

Concernant les limites environnementales, deux types d'approche sont donc possibles. La première consiste à s'intéresser aux rejets aqueux et à se demander s'ils peuvent être rejetés dans le milieu extérieur. Dans ce cas, il convient de se baser sur des normes de rejets en eaux de surface. Ces normes tendent aujourd'hui à devenir des normes d'immission qui dépendent du point de rejet. En Région wallonne (Belgique), il existe néanmoins des normes sectorielles qui fixent des concentrations pour des rejets en eaux de surface, notamment pour les eaux usées provenant du secteur des métaux non ferreux [15]. En prenant en compte ces normes (Cu total limité à 4 mg/L et Zn total à 7 mg/L), les effluents aqueux engendrés par les lixiviations ne peuvent être rejetés tels quels et doivent donc subir un traitement d'épuration.

La seconde approche concerne le déchet. Les éléments qui sont libérés par un déchet mis en contact avec une solution aqueuse déterminent la dangerosité de ce déchet. La décision du Conseil européen (2003/33/CE) contient les limites pour l'acceptation de déchets en décharge, données en mg de matière sèche/kg, correspondant au test EN 12457 (lixiviation à l'eau et rapports liquide/solide L/S de 2 et de 10).

Comme les solutions de lixiviation contiennent des métaux en excès, il serait intéressant de pouvoir récupérer ces composés. En ce qui concerne le zinc, les concentrations atteignent plus de 100 mg/L. Une séparation pourrait donc être envisagée. Comme nous l'avons vu, les concentrations en cuivre sont plus faibles et la récupération de ce métal ne serait probablement pas rentable. Le calcium, qui n'est pas limité au niveau environnemental, présente des concentrations importantes (plus de 1 g/L).

Ce type de solution pourrait être valorisé, par exemple comme sel de déneigement.

En définitive, les solutions obtenues par lixiviation acide sur différents REFIOM (chaudière, four et électrofiltre) contiennent des quantités assez faibles en cuivre (18 mg/L max), mais des concentrations élevées en zinc (jusqu'à 250 mg/L) et en calcium (plus de 6 g/L dans certains cas). Les quantités de zinc extraites des REFIOM pourraient permettre de récupérer le zinc des solutions de lixiviation.

Néanmoins, la présence de nombreux autres éléments risque de poser des problèmes. Certains composés, proches de la saturation, pourraient précipiter et la lixiviation, qui vise la dissolution, serait donc inutile. D'autres, présents en faible quantité, pourraient perturber un procédé de séparation. Dans un schéma global de traitement des REFIOM ayant comme objectif de valoriser une fraction ou la totalité de ces solides, il apparaît donc nécessaire d'effectuer d'autres séparations avant de lixivier les REFIOM afin d'obtenir une solution contenant un composé valorisable en quantité suffisante et un minimum de contaminants.

## Remerciements

Nous remercions la Région wallonne pour le financement du projet et d'avoir offert l'opportunité à nos deux universités de collaborer.

## Références

Astrup T. ; 2004; Characterization of Leaching from Waste Incineration Air-Pollution-Control Residues; Thesis, Technical University of Denmark; 1-60.

Astrup T.; J.J. Dijkstra, R.K.J. Comans, H.A. van der Sloot, T.H. Christensen; 2006; Geochemical Modelling of Leaching from MSWI Air-Pollution-Control Residues; Environmental Sciences and Technologies; 40 (11); 3551-3557.

CEN; 2003; Leaching behaviour tests – Influence of pH on leaching with initial acid/base addition – Horizontal standard ; CEN basic Version 1.3 ; 1-30.

Décision du Conseil européen du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE; 2003/33/CE; ; Journal officiel des communautés européennes L11; 27-49.

EN 12457, 2002 ; Caractérisation des déchets – Lixiviation – Essai de conformité pour la lixiviation des déchets fragmentés et des boues ; Institut belge de normalisation.

European Commission; 2006; Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration; 1-602.

François D. ; C. Criado; 2007; Monitoring of leachate at a test road using treated fly ash from municipal solid waste incinerator; Journal of Hazardous Materials; B139; 543–549.

Hsiao M.C.; H.P.Wang, Y.L. Wei, J.-E. Chang, C.J. Jou; 2002; Speciation of copper in the incineration fly ash of a municipal solid waste; Journal of Hazardous Materials; 91 (1-3); 301-307.

Hsiao M.C.; H. Paul Wang, Juu-En Chang, C.Y. Peng; 2006; Tracking of copper species in incineration fly ashes ; Journal of Hazardous Materials; 138 (3); 539-542.

IAWG (International Ash Working Group); A.J. Chandler, T.T. Eighmy, J. Hartlén, O. Hjelm, D.S. Kosson, S.E. Sawel, H.A. van der Sloot, J. Vehlou; 1997; Municipal solid waste incinerator residues; 1-974; Studies in Environmental Science 67; Elsevier.  
Perry R.H.; D. W. Green; 1999; Perry's Chemical Engineers' Handbook; McGraw-Hill Handbook.

van der Sloot H.A.; 1996; Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification; Waste Management; 16 (1-3); 65-81.

Van Gerven T.; D. Geysen, L. Stoffels, M. Jaspers, G. Wauters, C. Vandecasteele; 2005; Management of incinerator residues in Flanders (Belgium) and in neighbouring countries. A comparison; Waste Management; 25; 75-87.

Van Herck P. ; B. van der Bruggen, G. Vogels, C. Vandecasteele; 2000; Application of computer modelling to predict the leaching behaviour of heavy metals from MSWI fly ash and comparison with a sequential extraction method; Waste Management; 20 (2-3); 203-210.

Moniteur Belge; 1986 (04/03/1986); 27 novembre 1985 - Arrêté royal déterminant les conditions sectorielles de déversement des eaux usées provenant du secteur des métaux non ferreux dans les eaux de surface ordinaires et dans les égouts publics.