

ÉTUDE DES ÉCOULEMENTS À TRAVERS DES COUCHES DE CENDRES VOLANTES COMPACTÉES SATURÉES ET NON SATURÉES EN EAU

Zolalaina Rakotoarisoa, Ligia Tiruta-Barna
Laepsi, Institut national des sciences appliquées - Lyon

Cette étude contribue à la prédiction du comportement environnemental des résidus de procédés thermiques utilisés comme matériaux de travaux publics. Pour prédire le comportement à long terme des déchets, plusieurs étapes sont nécessaires dont la caractérisation du déchet ainsi que des divers mécanismes de transfert des polluants en solution à l'aide de tests de lixiviation. Dans le cas d'une percolation, ces mécanismes peuvent être analysés en terme hydrodynamique et physico-chimique et peuvent être modélisés en considérant des hypothèses simplificatrices. L'ajustement de ces modèles nécessite la connaissance de différents paramètres physico-chimiques ou hydrodynamiques. Cette étude vise à caractériser l'écoulement à travers des cendres volantes de charbon compactées en colonne, à l'aide d'expériences de traçage en milieu saturé et non saturé en eau et identifier ainsi les paramètres hydrodynamiques nécessaires à l'ajustement des modèles de prédiction du comportement à long terme des déchets dans un scénario d'utilisation en technique routière (remblai).

This study contributes to the prediction of the environmental behaviour of the thermal processes residues used like materials of public works. To predict the long-term behaviour of wastes, several stages are necessary of which the characterisation of waste as well as the characterisation of various pollutants transfer mechanisms in solution using leaching tests. In the case of a percolation, these mechanisms can be analysed in hydrodynamic and physicochemical term and can be modelled by considering simplifying assumptions. The adjustment of these models requires the knowledge of various physicochemical or hydrodynamic parameters. This study aims to characterise the flow through coal fly-ashes compacted in column, using tracing experiments in water saturated and unsaturated medium and to thus identify the hydrodynamic parameters necessary to the adjustment of the waste long-term behaviour prediction models in road engineering scenario (fill).

INTRODUCTION

La loi de 1992 limitant en 2002 la mise en décharge aux seuls déchets ultimes a encouragé le recours aux traitements thermiques des déchets dont les résidus (mâche-fers, résidus de traitement des fumées) sont venus grossir le gisement des autres déchets minéraux des industries métallurgiques ou de combustion (scories, laitiers, cendres volantes de charbon...). Le coût élevé de la gestion de ces résidus de procédés thermiques (RPT) et l'augmentation importante des coûts d'enfouissement ont amené les producteurs de déchets à s'interroger sur les alternatives à l'enfouissement. Leur intégration dans la filière de travaux publics comme substituts des granulats naturels compte tenu du tonnage très important de ces matériaux et de leur composition élémentaire, souvent proche des analogues naturels est une solution de valorisation intéressante. Pour pouvoir stocker ou valoriser des déchets, l'approche de la meilleure technologie disponible et économiquement acceptable ne suffit plus. Il faudrait en plus s'assurer du non impact par le relargage de polluants de ces différents modes de stockage et de valorisation des déchets sur l'environnement. Cette étude contribue à la prédiction du comportement environnemental des résidus de procédés thermiques utilisés comme matériaux de travaux publics. En effet, pour prédire le comportement à long terme des déchets, plusieurs étapes sont nécessaires dont la caractérisation du déchet ainsi que des divers mécanismes de transfert des polluants en solution à l'aide de tests de lixiviation (mise en contact avec l'eau). Dans le cas d'une percolation, ces mécanismes peuvent être analysés en terme hydrodynamique (paramètres convectifs et dispersifs) et physico-chimique (paramètres de sorption caractérisant les échanges au sein du fluide ou du milieu poreux) et peuvent être modélisés en considérant des hypothèses simplificatrices et l'ajustement de ces modèles nécessite la connaissance de différents paramètres physico-chimiques ou hydrodynamiques. Cette étude a pour objectif la détermination des paramètres hydrodynamiques à travers les cendres volantes silico-alumineuses de char-

bon. Cette caractérisation est effectuée à l'aide des expériences de traçage en colonne en milieu saturé et non saturé, couplée à une modélisation des résultats expérimentaux permettant ainsi d'identifier et quantifier les paramètres caractéristiques de l'écoulement nécessaire à la prédiction du comportement à la lixiviation des déchets.

ORIGINE ET CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES CENDRES VOLANTES DE CHARBON

Origine des cendres volantes de charbon

Les cendres volantes utilisées dans cette étude sont issues de la combustion de charbon brûlé sous forme pulvérisée dans les centrales thermiques. Elles sont véhiculées par les fumées et recueillies à l'aide de dépoussiéreurs électrostatiques, de collecteurs mécaniques ou par voie humide. Elles s'apparentent comme une poudre de couleur variable en fonction de la teneur en carbone (gris clair ou foncé) ou de la teneur en oxyde de fer (gris clair ou marron foncé).

Caractéristiques physico-chimiques des cendres volantes

Les cendres volantes de charbon ont une granulométrie comprise entre 3 μm et 200 μm . La masse volumique des particules est estimée à 1,8 - 2,1 g/cm^3 et la densité sèche après compactage (essai proctor) est de 1 à 1,3 et la perméabilité est de l'ordre de 10^{-7} m/s. La surface spécifique des cendres est de 0,2 - 0,45 m^2/g ^[2,3].

Habituellement, les cendres sont classées en trois catégories selon les constituants chimiques et en particulier, selon leurs deux éléments majeurs, le silicium et l'aluminium. Les cendres silico-alumineuses, les cendres de l'étude, sont les cendres les plus produites en France (environ 70 % de la production totale^[1]). Elles sont composées essentiellement de silice (SiO_2) et d'alumine (Al_2O_3) avec un pourcentage cumulé compris entre 65 % et 86 %, et contiennent également des quantités faibles d'oxyde alcalin et alcalino-terreux. Elles présentent dans la majorité des cas des propriétés pouzzolaniques.

PARTIE EXPÉRIMENTALE

L'étude de l'écoulement de l'eau à travers les cendres volantes de charbon compactées en colonne est réalisée à l'aide d'expériences de traçage. Deux échelles d'expérimentation ont été abordées :

- Dans une colonne de percolation de laboratoire, l'écoulement de l'eau a été étudié en milieu saturé et en milieu non saturé.
- Une carotte issue d'un lysimètre (pilote de terrain) a été utilisée pour l'étude de l'écoulement de l'eau en conditions plus proches du terrain.

Les résultats obtenus pour les deux échelles d'expérimentation et modélisation ont été confrontés.

Essais réalisés

Pour la première étude en milieu saturé en eau, deux essais ont été réalisés. Ces essais diffèrent par la concentration de la solution traçante utilisée ainsi que par la solution utilisée comme éluant "fond" avant l'introduction du traceur. Nous avons appelé ces expériences: Exp0 (traceur KCl 40 mmol/L et "fond" eau) et Exp00 (traceur KCl 200 mmol/L et "fond" KCl 100 mmol/L). Quatre essais ont été réalisés en milieu non saturé en eau. Ces essais diffèrent par le taux de saturation (s) du milieu; ils sont identifiés par les notations suivantes: Exp1 (s=58,2%), Exp2 (s=63,2%), Exp3 (s=81,8%) et Exp4 (s=91,6%).

Les essais nommés Exp0, Exp00, Exp1, Exp2 ont été effectués avec la même colonne contenant les mêmes cendres qui ont déjà subi un processus long de lixiviation. Les essais Exp3 et Exp4 ont été réalisés avec des cendres non lixiviées préalablement.

Un seul échantillon carotté sur le lysimètre a été utilisé pour l'étude à l'échelle du pilote.

Protocole expérimental

Chaque dispositif expérimental (échelle laboratoire et échelle pilote) comprend les éléments suivants :

- Un réservoir pour la solution traçante et un réservoir pour la solution éluante (eau permutée ou solution diluée de traceur) à injecter avant et après l'injection du créneau de traceur.
- Une ou plusieurs pompes péristaltiques à plusieurs têtes (Masterflex L/S model 7815-00), à vitesse variable pour alimenter sans interruption les colonnes et pour assurer un débit constant.

Une colonne en PVC de diamètre égal à 9,4 cm et de hauteur de lit de cendres d'environ 30 cm pour les essais sur les cendres compactées au laboratoire. Les cendres ont été humidifiées à 18 % avant d'être compactées en colonne. La colonne en PVC est remplacée par une colonne en inox pour l'étude de l'échantillon carotté sur le lysimètre (la colonne en inox ayant servi pour le carottage).

- Un collecteur de fractions (Gilson, FC-204) placé en fin de colonne. Un contrôle des volumes percolés est effectué par pesée du contenu des tubes du collecteur de fraction afin de déterminer le débit exact dans chaque expérience et s'assurer de sa régularité.

Expériences de traçage en milieu saturé en eau - cendres compactées dans la colonne de laboratoire

L'expérience de traçage en milieu saturé en eau est effectuée de manière ascendante. Les solutions utilisées pour cette étude sont :

- Exp0: une solution traçante de KCl ($[\text{KCl}]_{\text{trac}} = 40$ mmol/L) et de l'eau permutée comme solution éluante (fond).
- Exp00: une solution traçante de KCl ($[\text{KCl}]_{\text{trac}} = 200$ mmol/L) et une autre solution de KCl moins concentrée ($[\text{KCl}]_{\text{fond}} = 100$ mmol/L) comme solution éluante.

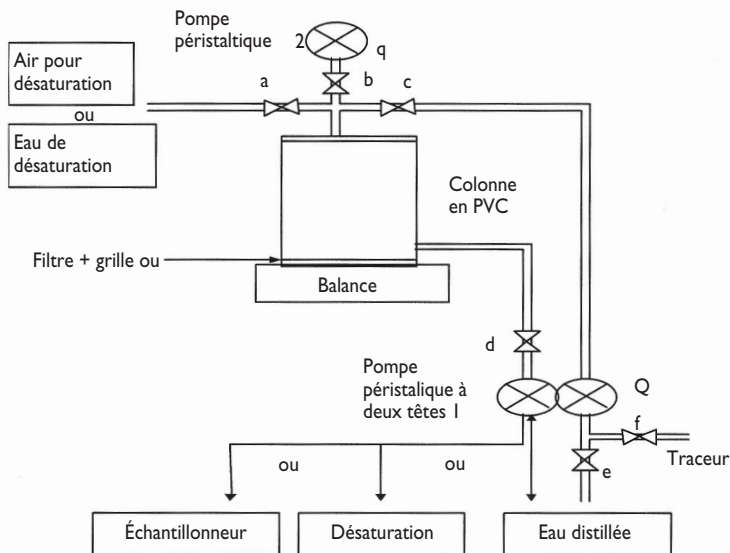


Figure 1 : Dispositif expérimental du test de traçage en milieu non saturé en eau

Des créneaux de traceur correspondant à un volume d'environ le double du volume des pores ($2V_0$) ont été injectés dans la colonne avec un débit d'environ $5 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$. Le volume de pores V_0 a été déterminé expérimentalement par la masse d'eau à saturation des colonnes. L'essai est arrêté lorsqu'un volume de solution éluante d'environ $10V_0$ est passé à travers les cendres. Les percolats récupérés ont ensuite été analysés pour le suivi des concentrations en ions K^+ (dosage par ICP-MS) et Cl^- (dosage par chromatographie ionique). Le pH et la conductivité des percolats ont également été suivis.

Expérience de traçage en milieu non saturé en eau - cendres compactées dans la colonne de laboratoire

Pour obtenir un milieu non saturé plus homogène, la colonne a été dans un premier temps saturée puis désaturée progressivement afin d'obtenir la teneur en eau voulue.

La saturation est effectuée avec la pompe péristaltique (1) de façon ascendante avec un débit assez faible pour ne pas perturber la distribution des cendres ($1 \text{ mL}/\text{min}$ environ).

On désature ensuite la colonne en soutirant de l'eau par le bas de la colonne à l'aide de la pompe (1) avec un débit de $Q = 2 \text{ mL}/\text{min}$. Le haut de la colonne est ali-

menté en eau à l'aide de la pompe péristaltique (2) avec un débit $q=0,7 \text{ mL}/\text{min}$. Le tuyau relié à l'atmosphère (vanne a ouverte) permet d'assurer un apport d'air lors de la désaturation. La désaturation est effectuée jusqu'à une teneur voulue en eau, correspondant à une certaine masse indiquée sur la balance. Quatre taux de saturation différents ont été étudiés.

La teneur en eau dans la colonne est ensuite stabilisée en appliquant le même débit à l'entrée et à la sortie de la colonne. Les deux têtes de la pompe péristaltique (1) sont utilisées, avec un débit de $2 \text{ mL}/\text{min}$ environ. La balance permet de vérifier que le régime est bien stabilisé et que le traceur peut être ensuite injecté.

La solution servant de traceur est, dans ce cas, une solution de LiBr $40 \text{ mmol}/\text{L}$ (l'ion Br^- semble avoir une plus faible

capacité complexante avec les métaux que le Cl^- ^[4]). Elle est injectée dans la colonne pendant un temps correspondant à $2,5$ à 3 fois $V_{0\text{exp}}$ puis de l'eau distillée continuera à passer jusqu'à environ 10 fois $V_{0\text{exp}}$.

Un certain nombre de percolats récupérés ont ensuite été analysés pour le suivi des concentrations en ions Li^+ (dosage par ICP-AES) et Br^- (dosage par chromatographie ionique). Le pH et la conductivité des percolats ont également été suivis. Le pH est mesuré sur 10 échantillons régulièrement répartis.

Expérience de traçage en milieu non saturé en eau - cendres compactées issues de lysimètre

Un dispositif de simulation expérimentale en lysimètre constitué de cendres a été réalisé (en 1999) dans le but de caractériser les flux de polluants générés par les cendres silico-alumineuses des centrales thermiques au charbon dans les conditions de mise en œuvre et aussi proche que possible des conditions réelles^[10]. Le scénario simulé par ce lysimètre est l'exposition à la pluviométrie et aux conditions climatiques naturelles des cendres compactées en remblai non protégé.

Avant de présenter les aspects hydrodynamiques liés à l'infiltration de l'eau dans la couche de cendres compactées dans l'état existant au moment du démantèlement du dispositif en mars 2002, il est utile de décrire brièvement le pilote de terrain.

Le lysimètre fait 40 m^2 de surface, sur une hauteur de 50 cm . Un film en polyéthylène, pris en sandwich entre deux géotextiles Bidim protecteurs contre le poinçonnement est posé sur le sol de fondation et remonte verticalement pour recouvrir les surfaces latérales de chaque lysimètre. Un drain de

Tableau 1 : Caractéristiques des colonnes

	Milieu saturé		Milieu non saturé	
	colonne 1	colonne 1	colonne 2	colonne 2
Type de colonne (1=cendres lixiviées; 2=cendres fraîches)	colonne 1	colonne 1	colonne 2	colonne 2
Essai et Taux de saturation	Exp0: 100 % Exp00: 100 %	Exp1: 58 % Exp2: 63 %	Exp3: 82 % Exp4: 92 %	
Masse volumique sèche en colonne ρ_s [g/cm^3]	1,29	1,29	1,32	
Volume poreux total V_0 [cm^3]	638	638	791	
Débit Q [cm^3/min]	5,0	2,1	2,0	

11 cm de diamètre est disposé sur l'axe longitudinal et recouvert d'une couche drainante de 20 cm de graviers lavés. Les cendres sont mises en place en deux couches de 25 cm de hauteur compactées au rouleau. La surface du lysimètre est recouverte d'un géotextile maintenu en place avec une couche de graviers lavés. La surface de chaque lysimètre est inclinée de 5 % et débouche sur une gouttière collectrice des eaux de ruissellement. Les gouttières et les drains sont connectés isolément avec des tubes de 11 cm de diamètre vers une chambre située en contre bas des planches d'essai où les eaux de ruissellement et de percolation sont récoltées dans des fûts en polyéthylène dont le contenu est périodiquement mesuré et prélevé.

Une colonne en acier de diamètre de 20 cm a servi au carottage sur toute la hauteur de la planche de lysimètre (50 cm). Un bidim a été placé à chaque extrémité de la colonne afin de retenir les particules fines et permettre une bonne répartition du flux d'eau. Ce pilote a été ensuite stocké horizontalement dans une chambre froide afin de préserver toutes ses caractéristiques en attendant le début des expériences.

Le dispositif expérimental utilisé pour l'étude hydrodynamique est le même que pour les essais précédents. De plus, un système d'injection a été adapté en haut de la colonne permettant l'arrivée de l'eau sous forme de gouttes, réparties de façon homogène dans la section d'entrée à l'aide d'un géotextile Bidim. L'influence des variations du débit à l'entrée de la colonne sur le débit de sortie peut ainsi être évaluée.

Le dispositif expérimental de cet essai est présenté dans la figure 2.

Les caractéristiques de la colonne sont décrites dans le tableau 2 ci-après.

Tout d'abord la colonne a été saturée en eau. Des variations de débit de « pluie » et des alternances avec des

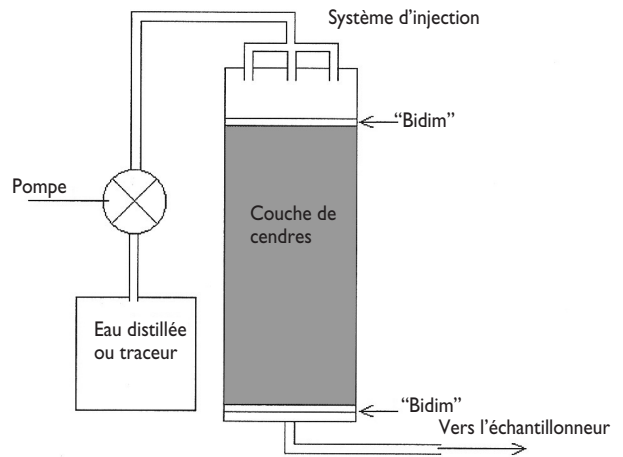


Figure 2 : Schéma du dispositif expérimental utilisé pour le test de traçage en colonne des cendres issues de lysimètre

périodes « sèches » ont été réalisées et les débits de sortie ont été mesurés en fonction du temps.

Dans le cas d'un régime stationnaire, caractérisé par un débit d'entrée-sortie constant, un traceur (LiBr) a été introduit en créneau dans l'eau de pluie afin d'obtenir des renseignements sur le régime d'écoulement. L'essai est arrêté lorsque la concentration de traceur en sortie de colonne redevient nulle. Les percolats recueillis ont été ensuite analysés pour le suivi de la concentration en Br⁻ par chromatographie ionique. Le pH et la conductivité de ces percolats ont été également suivis.

RÉSULTATS ET MODÉLISATION

Pour trouver les caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement à travers les cendres, nous avons étudié les courbes de restitution du traceur (K⁺, Cl⁻ ou Li⁺, Br⁻) des différentes expériences de traçage. Ces courbes représentent l'évolution de C/C_0 (où C est la concentration du traceur en sortie de colonne et C_0 sa concentration initiale) en fonction du rapport V/V_0 où V est le volume de solution écoulé et V_0 le volume d'eau total dans la colonne (volume poreux). Ces courbes d'éluion nous permettent ensuite de déterminer les paramètres hydrodynamiques du milieu par calage des courbes théoriques calculées à l'aide de modèles à ces points expérimentaux. Un modèle de réacteurs ouverts parfaitement agités (ROPA) en série^[5-8] avec des zones stagnantes et rétention physico-chimique a été utilisé^[8,9]. Le schéma du modèle est présenté dans la figure 3.

Le comportement des anions Cl⁻ et Br⁻ est considéré celui d'un traceur. La modélisation du comportement des cations (K⁺, Li⁺) a nécessité la prise en compte de leurs interactions avec la matrice, interactions considérées de type échange ionique. On peut montrer que cette interaction peut être modélisée par une équation similaire à l'isotherme d'adsorption de Langmuir. De plus, il faut s'attendre à ce que la cinétique de réaction

Tableau 2 : Caractéristiques de la colonne

Colonne de cendres issues de lysimètre	valeur
Hauteur de la couche de cendres (cm)	50
Diamètre de la colonne (cm)	20
Volume de cendres (cm ³)	15 700
Masse de cendres humides (kg) à la fin de l'essai	19,98
Humidité moyenne des cendres (%) à la fin de l'essai	25,17
Volume d'eau recueilli après égouttage de la colonne à P _{atm} (mL)	174
Volume d'eau recueilli par soutirage avec pompe (mL)	260
Volume poreux effectif V0e (mL) (d'après la modélisation)	5 550
Porosité ouverte	0,35
Débit de lixiviant (mL/min)	1,2
Concentration de traceur LiBr (mmol/L)	40
Temps d'injection du traceur LiBr (h)	16,5

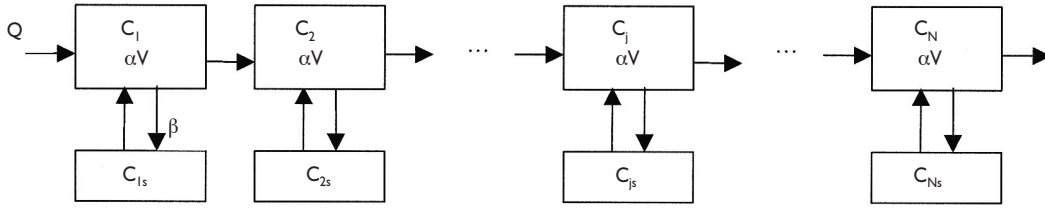


Figure 3 : Modèle de réacteurs ouverts parfaitement agités (ROPA) en série et zones stagnantes

ne soit pas instantanée, dans les conditions de l'essai (réaction solide/liquide et un processus compétitif avec le transport convectif du fluide). Les équations de bilan de matière dans le réacteur j en zone mobile et stagnante s'écrivent respectivement :

$$\frac{dC_j}{dt} = \frac{n}{\alpha\tau} (C_{j-1} - C_j) - \frac{\beta Q}{\alpha V} (C_j - C_{js}) - \frac{dS_j}{dt} \quad (1)$$

$$\frac{dC_{js}}{dt} = \frac{\beta n}{(1-\alpha)\tau} (C_j - C_{js}) - \frac{dS_{js}}{dt} \quad (2)$$

avec C, C_s les concentrations dans le liquide, S et S_s les concentrations en phases solides, n réacteurs en série, α la fraction de volume des zones mobiles et β le coefficient d'échange entre la zone mobile et stagnante, τ le temps de séjour théorique (V_o/Q). Le processus d'adsorption a lieu selon une cinétique supposée du 1^{er} ordre (pour les deux compartiments) et caractérisée par la constante kd :

$$\frac{dS_j}{dt} = k_d(C_j - C_{j,eq}) \quad (3)$$

Les concentrations en phase liquide et solide à l'équilibre sont reliées par une équation de type Langmuir :

$$S_j = S_{max} \frac{K_e C_{j,eq}}{1 + K_e C_{j,eq}} \quad (4)$$

avec deux paramètres : la constante d'équilibre K_e et la capacité maximale d'adsorption S_{max}. Les équations (1) et (2) ont été appliquées avec dS/dt=0 pour les éléments traceurs Br⁻ et Cl⁻.

Expériences de traçage en milieu saturé en eau - cendres compactées dans la colonne de laboratoire

Dans le cas de l'étude en milieu saturé, une bonne symétrie de la courbe d'élution du Cl est observée pour les deux essais Exp0 et Exp00. La figure 4 montre les courbes de restitution du traceur simulées et les données expérimentales en coordonnées C/C_o=f(V/V_o). L'importance des zones stagnantes est négligeable, elles représentent moins de 2 % du volume poreux. Le paramètre identifié à partir des données expérimentales est le nombre de réacteurs en série n qui est ici égal à 30. On peut donc considérer un écoulement proche du type piston.

Les courbes d'élution du K⁺ (fond eau) présentent une asymétrie et une traînée plus marquée que la courbe d'élution du Cl⁻ (figure 4). Dans le cas du K, la courbe correspondant à l'utilisation d'un fond KCl est beaucoup plus symétrique que la courbe obtenue utilisant l'eau permutée. Le fait de percoler une solution de KCl pendant un temps suffisamment long avant le créneau a entraîné des interactions réversibles entre le K et la matrice et un phénomène de saturation des sites d'interaction sur le solide; les interactions K-matrice sont partiellement masquées. Bien que l'utilisation du K comme traceur pour le milieu poreux étudié n'est pas recommandée (au moins en solution diluée), le modèle a été appliqué avec les paramètres hydrodynamiques identifiés à partir des courbes de percée du Cl⁻ et en prenant en compte les interactions K-matrice, confor-

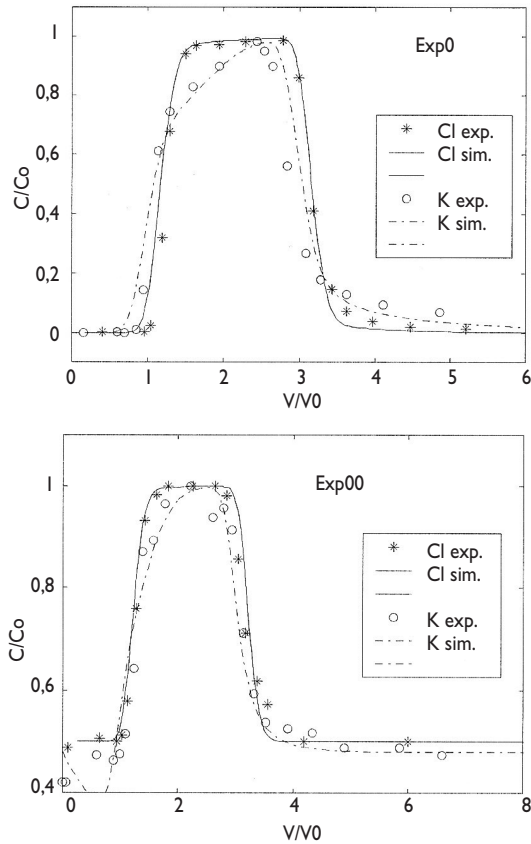


Figure 4 : Courbes de percée du Cl⁻ et K⁺ en milieu saturé : Exp0 (fond eau) et Exp00 (fond KCl)

mément aux équations (3) et (4) du modèle exposé. Les paramètres inconnus ont été estimés par ajustement et ils sont listés dans le tableau 3.

Expériences de traçage en milieu non saturé en eau - cendres compactées dans la colonne de laboratoire

La figure 5 montre les courbes de restitution des ions Br⁻ et Li⁺ dans le cas des essais Exp2 et Exp4. Les résultats des essais Exp1 et Exp2 étant similaires, comme ceux des essais Exp3 et Exp4, les essais Exp1 et Exp3 n'ont pas été figurés pour éviter les doubléments.

Comme dans le cas du Cl⁻, les courbes de restitution du Br⁻ sont symétriques traduisant l'absence d'échanges entre zones d'eau mobile et stagnante (Figure 5). Toute l'eau présente dans le système poreux participe à l'écoulement ce qui démontre l'homogénéité de la taille des pores et leur bonne interconnexion. Le nombre de réacteurs déterminé, n=30, montre que pour ces essais l'écoulement est proche du type piston, comme dans le cas des essais en milieu saturé.

Le cation associé, Li⁺ dans ce cas, présente un comportement similaire au K⁺. Même si Li n'est pas un élément endogène, il réagit le plus probablement par échange ionique avec les sites disponibles de la matrice. Les valeurs des paramètres ajustés dans le cas du Li, en milieu

non saturé, sont présentées dans le tableau 3. Pour ces essais, on remarque des différences entre les valeurs estimées pour la constante cinétique et pour la capacité maximale d'adsorption. Ces différences peuvent être expliquées par l'état des cendres utilisées: lixiviées dans le cas des essais Exp1 et Exp2 et fraîches, ayant moins de sites disponibles, pour Exp3 et Exp4.

Tableau 3 : Paramètres du modèle caractérisant le comportement des cations K et Li			
Paramètre	Exp0 et Exp00 Na ⁺	Exp1 et Exp2 K ⁺ (cendres lixiviées)	Exp3 et Exp4 K ⁺ (cendres fraîches)
S _{max} [mg/kg]	120	62	16
K _e [L/mg]	0,001	0,004	0,004
K _d [s ⁻¹]	0,00005	1	0,3

Expérience de traçage en milieu non saturé en eau - cendres issues de lysimètre

En cas de lame d'eau à l'entrée de la colonne, le débit de sortie a été maximum et égal à 1,2 ml/min (c'est également le débit utilisé dans l'expérience de traçage). Ce débit est imposé par la perméabilité du milieu qui a été estimée auparavant à 6.10⁻⁷ m/s^[10]. La figure 6 présente les résultats de l'expérience de simulation de l'infiltration de la pluie. Le débit constant en entrée (haut de la colonne) est arrêté au moment indiqué par la flèche. À partir de ce moment, le débit de sortie (1,2 ml/min en conditions stationnaires) commence à baisser. Le temps de décharge de la colonne de cendres est d'environ 5 heures (partie I de la courbe). Le volume déchargé est de 161,5 mL. Après ce temps, la quantité d'eau récupérée est beaucoup plus faible (12,5 ml). Le volume déchargé est faible par rapport au volume poreux ce qui montre une capacité importante de rétention de l'eau par les cendres. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celle obtenue lors de l'égouttage naturel de la colonne saturée en eau, ce qui était attendu.

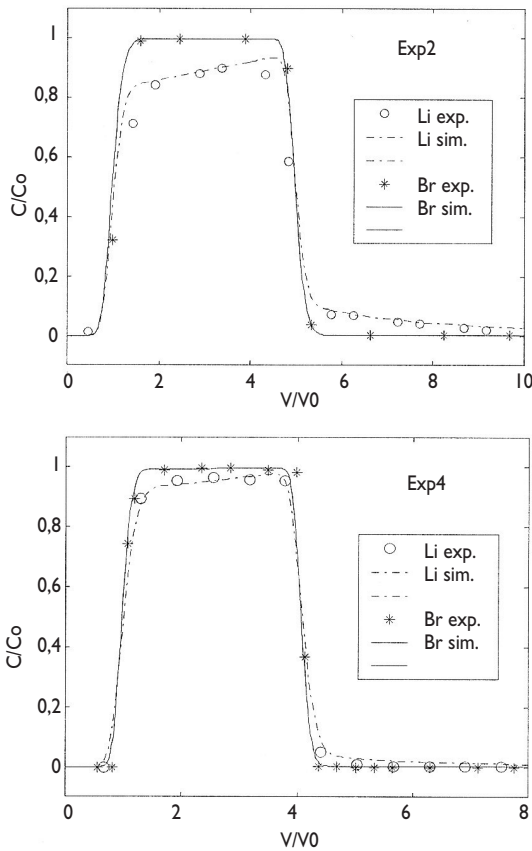


Figure 5: Courbes de percée du Br et Li en milieux non saturé: Exp2 et Exp4

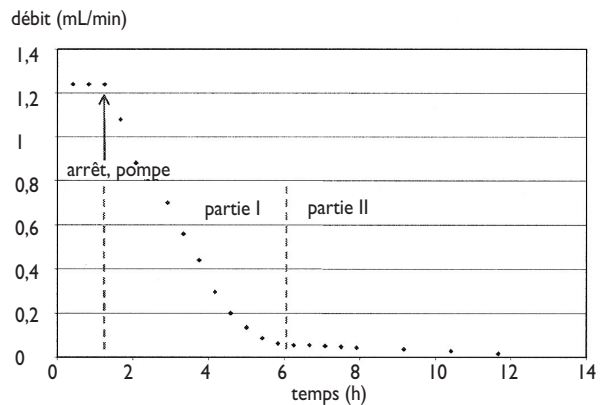


Figure 6: Débit d'eau infiltré lors d'une pluie et après la pluie

En régime stationnaire (simulation de pluie avec une infiltration à débit constant et égal à 1,2 ml/min), le modèle présenté sans interaction solide/liquide a été appliqué pour décrire le comportement du traceur (Br⁻). Par un souci de rigueur, le volume des pores participant à la circulation de l'eau (appelé ici volume de pores effectif) a été considéré inconnu. Les deux paramètres estimés par l'ajustement du modèle sur les données expérimentales sont: V_{0e} (tableau 2) et n . La figure 7 montre un comportement proche du type piston en concordance avec la valeur de $n=30$ et l'absence de zones stagnantes.

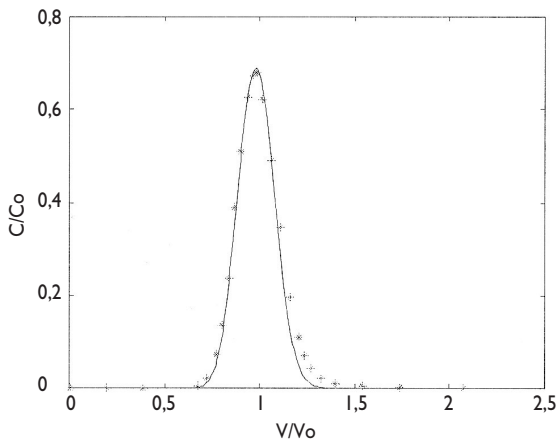


Figure 7: Courbe de percée dans le lysimètre

CONCLUSION

L'étude de l'écoulement à travers des couches de cendres compactées a été réalisée pour deux échelles d'expérimentation: en colonnes de laboratoire (avec des cendres compactées en colonne) et en lysimètre carotté sur une planche de remblai expérimentale. La nature chimique du matériau a imposé dans un premier temps une étude de plusieurs traceurs potentiels. Les ions Cl⁻ et le Br⁻ se sont avérés des traceurs adéquats alors que les cations associés, K⁺ (élément déjà présent dans les cendres) et Li⁺ (élément exogène), ont interagi avec le matériau.

À l'échelle du laboratoire, plusieurs taux de saturation en eau ont été considérés et un régime stationnaire d'écoulement a été imposé. L'interprétation des courbes de percée a montré qu'en milieu saturé et en milieu non saturé, l'écoulement présente les mêmes caractéristiques: 1) l'absence des zones stagnantes (la majorité de l'eau contenue dans les pores est mobile et participe à l'écoulement); 2) l'écoulement est proche du type piston.

Le comportement hydrodynamique sur le terrain a été étudié à travers une pluie simulée avec débits variables. Le régime transitoire a mis en évidence l'importante rétention de l'eau par la couche de cendres. Le régime permanent (débit constant maximal donné par la per-

méabilité du milieu) et l'utilisation d'un traceur a permis d'identifier une dispersivité très faible du milieu (comportement type piston). Ces résultats sont en concordance avec les résultats obtenus à l'échelle du laboratoire. Ils sont des propriétés intrinsèques du matériau granulaire compacté (méthode de l'optimum Proctor).

La répercussion des propriétés hydrodynamiques sur le relargage des polluants peut être estimée d'une manière qualitative à l'état actuel de l'étude. Ainsi, on doit s'attendre à des temps de contact liquide/solide de l'ordre du temps de séjour théorique τ . Si des évolutions de relargage en « traînée » sont constatées, elles sont dues aux processus chimiques: des cinétiques de dissolution lentes et/ou des changements des phases solides contrôlant la solubilité des éléments relargués.

Zolalaina Rakotoarisoa, Ligia Tiruta-Barna

LAEPSI, Institut national des sciences appliquées, 69621 Villeurbanne Cedex - Lyon, France

Références

- [1] Pons, N. et al. *Évaluation de l'éco-toxicité des cendres de charbon de fraîche production et stockées dans des terrils, selon le projet H-14, EDF-DER*, (1999).
- [2] Ministère des transports et Ministère de l'Environnement et du cadre de vie. *Utilisation en technique routière des cendres volantes des centrales thermiques à charbon de la région d'Ile de France*. Direction régionale de l'équipement d'Ile de France. Laboratoires régionaux de l'est et ouest parisien.
- [3] Ogier, H., *Des cendres volantes pour les remblais*. *Gaz d'aujourd'hui*, 2 (1986), 47-54.
- [4] Fevrier, L., *Transfert d'un mélange Cd-Zn-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche des colonnes de laboratoire*. Thèse: Laboratoire des sciences de l'environnement de l'ENTPE et de l'INSA de Lyon (2001).
- [5] Villermaux, J., *Génie de la réaction chimique: conception et fonctionnement des réacteurs*, Paris: Lavoisier, (1985), 401 p.
- [6] Sardin, M., Schweich, D., Leij, F. J., et al. *Modeling the nonequilibrium transport of linearly interacting solutes in porous media: a review*. *Water Resources Research*, vol. 27, n°9 (1991), 2287-2307.
- [7] Comegna, V., Coppola, A., Sommella, A., *Effectiveness of equilibrium and physical non-equilibrium approaches for interpreting solute transport through undisturbed soil columns*. *Journal of Contaminant Hydrology*. [On-line], 50 (2001), 121-138.
- [8] Padilla, Ingrid Y., Jim, T.-C., Yeh et Conklin, Martha H., *The effect of water content on solute transport in unsaturated porous media*. *Water Resources Research* [On-line], Vol. 35, No. 11 (1999), 3303-3313.
- [9] Tiruta-Barna, L., Barna, R., Moszkowicz, P., et al. *Distributed mass transfer rate for modelling the leaching of porous granular materials containing soluble pollutants*. *Chemical Engineering Science*, 55 (2000), 1257-1267.
- [10] Polden. *Étude de l'impact sur l'environnement de l'utilisation des cendres silico-alumineuses de centrales thermiques au charbon en techniques routières*, Rapport final Polden, 2^e partie, 2000, 88 p.