

# ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA COMPOSITION DU LIXIVIAT D'UNE DÉCHARGE À CIEL OUVERT EFFETS DES PRÉCIPITATIONS

Hicham Khattabi\*, Lotfi Aleya\*, Jacky Mania\*\*, Hervé Grisey\*\*\*

\*Laboratoire de biologie et écophysologie, \*\*Département de géotechnique et génie civil, \*\*\*Bureau d'étude hydro-géotechnique Est

L'examen des analyses du lixiviat d'une décharge d'ordures ménagères broyées située à Etueffont (Territoire de Belfort, France) selon un pas d'échantillonnage mensuel sur un cycle hydrologique montre l'impact saisonnier des précipitations et de la température sur la composition du lixiviat. L'évolution saisonnière met en évidence la présence de deux facteurs physiques qui gèrent la composition des lixiviats (la température et les pluies). Les épisodes estivaux mettent en évidence une diminution de la DBO en raison du développement du compartiment bactérien. Ce phénomène s'inverse en hiver, et c'est la dilution par les pluies qui provoque des fluctuations importantes dans la composition du lixiviat.

This study is based on monthly (1998-1999) sampling of domestic landfill leachates situated in Etueffont (Belfort, France). The results show that rain flows and water flows are not correlated. Overall, the measurements carried out monthly on leachates demonstrated a seasonal evolution of some chemical parameters all over the year. During summer, the rise of the ambient temperature resulted in an increase of the overall bacterial activity as shown by the decrease of the BOD (Biological Oxygen Demand), COD (Chemical Oxygen Demand) parameters and a rise of pH (8). Therefore, the BOD/COD ratio which describes the biodegradability of the medium reaches 0.18. Chloride concentrations are high (700 mg. l<sup>-1</sup>) and concentrations of total nitrogen (NT) and ammonia (N-NH<sub>4</sub>) increase. During winter, the dilution induced by the rain flow points out a reversed pattern. This resulted in a decrease of the chloride concentrations (100 mg. l<sup>-1</sup>) and that of NT (198 mg. l<sup>-1</sup>). Consequently, the BOD and the zinc concentrations increase. The variation of zinc concentrations are well correlated with precipitations. This is mainly due to the heterogeneous distribution of the zinc in the landfill.

## INTRODUCTION

La mise en décharge des déchets issus de l'activité anthropique a été pratiquée depuis des siècles. De mise en œuvre aisée, cette technique autorise une élimination efficace et peu coûteuse des résidus urbains. Cette gestion conduit toutefois à l'émanation d'odeurs nauséabondes, à la production de biogaz et surtout de lixiviats. Plus précisément, le jus de décharge une fois injecté dans les milieux aquatiques, peut induire des phases de dysfonctionnement de ces écosystèmes d'autant plus dramatiques qu'elles sont aggravées par l'intensification croissante des activités urbaines. Conséquence directe, plusieurs pays dont la France ont adopté des lois et règlements stipulant l'interdiction de la mise en décharge des déchets à partir de 2002.

Par ailleurs, les travaux ayant trait à la composition des lixiviats réalisés tant en laboratoire (Bookter T. J. B., Ham R., 1982; Blaky N. C., 1992) qu'*in situ* (Jasper et al., 1985) ont permis de mettre en évidence une relation étroite entre le climat, l'hydrologie, l'origine et la technique d'enfouissement des déchets d'une part et la composition chimique du lixiviat d'autre part. De plus, certaines études, du fait de leur grande hétérogénéité ont abouti à la formulation d'hypothèses souvent contradictoires. Ainsi, si Chian et Dewalle (1976), Navarro et al. (1988) et Blanchard et al. (1989) rapportent un impact direct de l'âge de la décharge sur la nature des lixiviats, une étude menée en Irlande indique une absence totale de relation entre ces deux paramètres (Kcswd, 1992). L'effet des conditions climatiques et en particulier des pluies sur la génération des lixiviats n'a pas échappé à cette controverse. De fait, alors que des études sur plusieurs décharges en Allemagne indiquent que ces deux paramètres étaient indépendants (Ehrig, 1978), d'autres comme Mattias et Nilsson (1997) rapportent des résultats totalement opposés.

En conséquence, nous nous sommes proposés d'étudier l'évolution saisonnière de divers paramètres caractérisant le lixiviat d'une décharge à ciel ouvert (Territoire de Belfort, France) et d'identifier leurs interactions avec les précipitations.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### Site étudié :

La décharge d'ordures ménagères du Pays Sous-Vosgien est située au NE de Belfort (France). Elle occupe une surface de 4000 m<sup>2</sup> et renferme 200 000 tonnes de déchets. Elle a été fonctionnelle à partir de 1974 jusqu'à 1999 et présente un mode d'exploitation à ciel ouvert par broyage des déchets sans compactage. Cette gestion entraîne la production d'un lixiviat collecté en aval de la décharge et traité par lagunage.

### Échantillonnage et analyses physico-chimiques

Les échantillons d'eau ont été récoltés mensuellement à la buse de sortie de la décharge. Pour notre étude on a pris la moyenne sur les quatre prélèvements pour chaque année. Une station météorologique placée au voisinage immédiat de la décharge nous a permis de relever les précipitations journalières. À des fins de comparaison avec les divers paramètres analysés au cours de notre étude, nous avons considéré les valeurs cumulées de chaque mois. Le débit a été estimé par jaugeage volumétrique avec un pas hebdomadaire. La température, le pH et la conductivité électrique ont été mesurés *in situ* à l'aide d'une sonde multiparamètres de marque WTW (Multiline P3 PH/LF-SET). Les concentrations en chlorures ont été estimées par chromatographie ionique (Dionex DX-100) et celles relatives au zinc par colorimétrie à l'aide d'un spectrophotomètre de type WTW (Photolab Spektral). L'azote total a été dosé par distillation, après une minéralisation en azote ammoniacal (Rodier, 1984) et l'ammonium par colorimétrie suite à une catalyse en milieu alcalin par une solution de nitroprussiate de sodium (Rodier, 1984). La demande biologique en oxygène ou DBO (exprime la composante biodégradable des substances organiques) et la demande chimique en oxygène ou DCO (renseigne sur la teneur de l'eau en matières organiques chimiquement dégradables) ont été mesurées au laboratoire de chimie des eaux de Besançon.

## RÉSULTATS

### Pluies

Les valeurs pluviométriques enregistrées au cours de notre étude varient de 60 mm en juin 1998 à 360 mm en janvier 1999 (moyenne  $\pm$  écart-type ( $m \pm \delta$ ) = 165  $\pm$  64 mm)

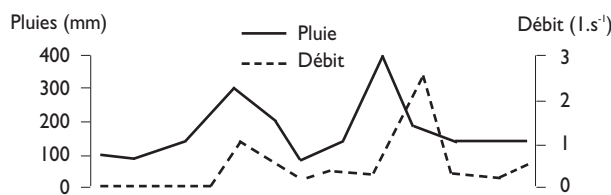


Figure 1 a : Évolution annuelle (1998 - 1999) des valeurs des précipitations (mm), des débits (l. s<sup>-1</sup>)

(Figure 1a). Ces résultats indiquent que le site d'Etueffont reçoit des précipitations importantes durant toute l'année, les valeurs maximales étant observées en automne et en hiver.

### Débits

Les résultats des débits mesurés dans le jus de décharge évoluent de 0,06 à 2,5 l. s<sup>-1</sup> ( $m \pm \delta = 0,45 \pm 0,45$  l. s<sup>-1</sup>) (Figure 1a). L'examen comparé de l'évolution des débits avec ceux de la pluie met en évidence deux pics (1,12 l. s<sup>-1</sup> en septembre 1998 et 2,5 l. s<sup>-1</sup> en février 1999) qui ne correspondent pas aux valeurs maximales de pluviosité.

### Température (T)

Les températures enregistrées dans le lixiviat varient de 7,4 à 19,5 °C ( $m \pm \delta = 14 \pm 5$  °C) (Figure 1b). Les valeurs maximales sont obtenues au cours de la saison estivale parallèlement à un faible débit.

### Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées dans le lixiviat oscillent entre 2100 à 3700  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 4374 \pm 1416$   $\mu\text{s. cm}^{-1}$ ) (Figure 1b). Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en été (6600  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  en juin 1999, 6800  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  en juillet 1998 et 7300  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  en août 1998). C'est en hiver, par contre, qu'ont été mesurées les valeurs les plus faibles de conductivité (2400  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  en janvier 1999 et 2100  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  en février 1999). Au cours de la saison automnale, on obtient une conductivité électrique de 5080  $\mu\text{s. cm}^{-1}$  (novembre 1998).

### pH

Les valeurs de pH relevées dans le lixiviat varient de 5,1 à 8,2 ( $m \pm \delta = 7,09 \pm 1,08$ ) (Figure 1b). En été, les valeurs de pH sont voisines de 8. En hiver, les lixiviats produits sont légèrement acides (pH = 5 en janvier 1999). Au printemps et dès le mois d'avril 1999, le lixiviat reprend légèrement sa basicité estivale (pH = 7,4).

### Chlorures (Cl)

Les teneurs en chlorures évoluent de 150 à 839 mg. l<sup>-1</sup> ( $m \pm \delta = 481 \pm 264$  mg. l<sup>-1</sup>) (Figure 1c). Les plus fortes valeurs sont observées en été (810 mg. l<sup>-1</sup> en juin 1998). La teneur maximale en chlorures du lixiviat à été enregistrée en novembre 1998. Les fortes valeurs de chlorures coïncident avec les fortes valeurs de conductivités enregistrées dans le lixiviat.

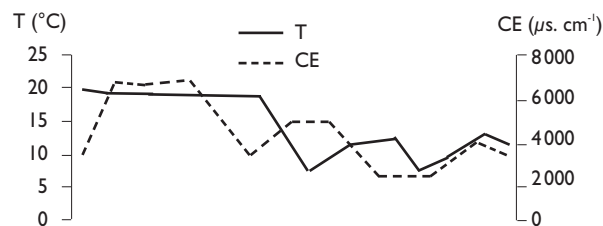


Figure 1 b : Évolution annuelle (1998 - 1999) des températures (°C), des conductivités électriques ( $\mu\text{s. cm}^{-1}$ ), du pH

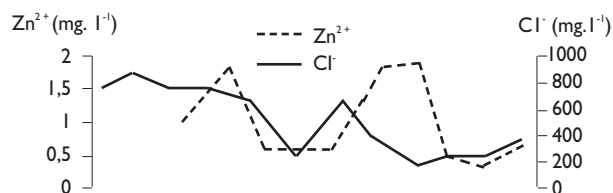


Figure 1c : Évolution annuelle (1998 - 1999) du zinc ( $\text{mg.l}^{-1}$ ), des chlorures ( $\text{mg.l}^{-1}$ )

### Zinc ( $\text{Zn}^{2+}$ )

Les valeurs relatives à la teneur du jus de décharge en zinc oscillent entre 0,3 et 1,85  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 0,99 \pm 0,45 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Figure 1c). Les concentrations maximales en zinc correspondent aux maxima de pluviosité observés au cours de notre suivi.

### Azote

Les concentrations en azote total (NT) du lixiviat varient de 76 à 273  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 155 \pm 36 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Figure 1d). Celles de l'azote ammoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) varient de 112 à 218  $\text{mg.l}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 127 \pm 26 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (Figure 1d). L'étude comparative de ces deux formes azotées, indique une évolution saisonnière similaire, caractérisée par des valeurs estivales élevées et des valeurs hivernales faibles. En novembre 1998, on assiste à une augmentation brutale de la concentration de ces deux nutriments, vraisemblablement due à la diminution du débit durant cette période, puis les teneurs diminuent en hiver atteignant des minima de 76  $\text{mg.l}^{-1}$  de NT et 65  $\text{mg.l}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  (janvier 1999). À partir de mars 1999, les teneurs en  $\text{N-NH}_4^+$  et en NT augmentent avec respectivement 140 et 126  $\text{mg.l}^{-1}$ .

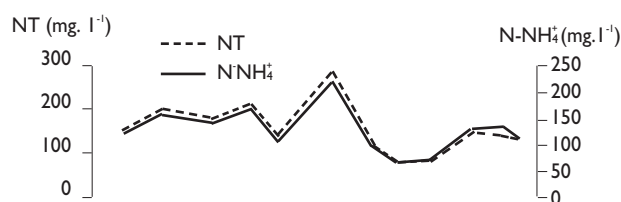


Figure 1d : Évolution annuelle (1998 - 1999) de l'ammonium ( $\text{mg.l}^{-1}$ ), de l'azote total ( $\text{mg.l}^{-1}$ )

### DBO

Les valeurs du flux de matières organiques oxydables importées par la décharge varient de 5 à 41  $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 14 \pm 10 \text{ g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$ ) (Figure 1e). Les valeurs de flux le plus élevé a été enregistré en novembre 1998, avec respectivement 41  $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$ . En été, on observe une légère diminution des valeurs du flux de DBO de l'ordre de 6  $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$  qui coïncident avec les maxima de températures ambiantes enregistrées sur le site. En automne (octobre et novembre 1998), on assiste à une augmentation des valeurs de flux de DBO

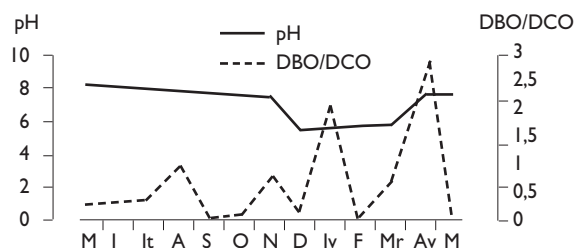


Figure 1e : Évolution annuelle (1998 - 1999) du flux de DBO ( $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$ ), du flux de DCO ( $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$ )

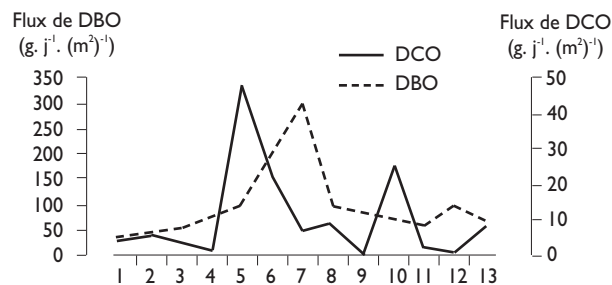


Figure 1f : Évolution annuelle (1998 - 1999) du rapport DBO/DCO

dans le jus de décharge. Celles-ci commencent à diminuer avec l'arrivée de l'hiver tout en demeurant élevées.

### DCO

Les valeurs en flux de la DCO relevées dans le jus de décharge fluctuent entre 6 et 331  $\text{g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$  ( $m \pm \delta = 70 \pm 93 \text{ g.j}^{-1}.\text{(m}^2\text{)}^{-1}$ ) (Figure 1e). L'évolution saisonnière de ce paramètre, semble être opposée à celle de la DBO en été.

### DBO/DCO

Le rapport DBO/DCO varie de 0,01 à 0,17 ( $m \pm \delta = 0,096 \pm 0,061$ ). En été, on enregistre des valeurs faibles (0,01 en mai, juin et juillet 1998). En hiver, les valeurs sont plus élevées (0,16 en janvier 1999 et 0,17 en février 1999) en relation avec l'élévation hivernale de la DBO (Figure 1f).

### DISCUSSION ET CONCLUSION

Au vu de nos résultats, il apparaît que c'est en période estivale alors que la température du jus de décharge est la plus élevée que le flux de matières organiques biodégradables (DBO) sortant de la décharge présente ses valeurs minimales (Figure 1b et 1e). Cela se traduit par l'existence d'une corrélation linéaire négative statistiquement significative entre les deux paramètres ( $r = -0,7$ ; pour 11 ddl). Cette opposition semble indiquer que le réchauffement des eaux a été à l'origine d'une intensification de l'activité hétérotrophe bactérienne. Notre hypothèse est corroborée par divers travaux effectués dans le cas des eaux douces et attribuant un rôle prépondérant de la température des eaux dont l'élévation stimulerait les activités enzymatiques bactériennes (Kato, 1985, Marvalin et al., 1989). De plus, l'absence de protistes photosynthétiques dans le jus de décharge écarterait

toute possibilité d'offrir aux bactéries du carbone organique dissous nécessaire à leur développement tant par leurs excréments que par la lyse des cellules sénescents (Meffert et Overbeck, 1979; Jones et al., 1983; Feuillade, 1988). Enfin, des travaux réalisés sur d'autres sites de décharge ont permis de mettre en évidence une augmentation de l'activité reminéralisatrice bactérienne à la suite du réchauffement des lixiviats (Mattias et Nilsson, 1997; Straub et Lynch, 1982). Ainsi, dans la mesure où la décharge d'Etueffont est une décharge à ciel ouvert donc sensible aux variations climatiques, il semblerait qu'en période de faible débit du lixiviat, c'est vraisemblablement l'activité hétérotrophe bactérienne qui module la composition physico-chimique des lixiviats. Pour tenter d'aller plus avant dans la détermination du rôle des précipitations atmosphériques dans la génération des lixiviats en hiver, nous avons recherché s'il existait d'éventuelles relations entre les précipitations et divers paramètres abiotiques. Il apparaît l'absence de relation statistiquement significative entre ces deux paramètres ( $r = -0,3$ ). En effet, l'évolution temporelle des valeurs des débits et des précipitations met en évidence l'existence d'un faible décalage entre les pics observés pour ces deux paramètres (Figure 1a). La décharge ne répond pas immédiatement aux pluies mais accuse un retard. Trois hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce retard: (i) faible teneur en eau des déchets, (ii) forte chenalisation de la décharge, (iii) apports hydriques collatéraux, provenant essentiellement du bassin versant. Par ailleurs, l'élévation des débits induit un effet de dilution de certains paramètres comme le confirme la présence de relations statistiquement significatives entre d'une part le  $N-NH_4^+$ , le NT et les  $Cl^-$  et les débits d'autre part. Seul le zinc est statistiquement lié aux débits ( $r = 0,42$ ; pour 11 ddl) et aux précipitations ( $r = 0,74$ ; pour 11 ddl). L'explication de l'existence de telles relations réside dans l'hétérogénéité de distribution des dépôts de zinc dans la décharge nécessitant de fortes pluviosités pour optimiser la lixiviation de ce métal. De plus, la distribution de la conductivité et des concentrations en chlorures du lixiviat apparaît semblable ce qui se traduit par l'existence d'une corrélation linéaire statistiquement significative entre les deux paramètres ( $r = 0,93$ ; pour 11 ddl). Si une telle corrélation ne peut prétendre établir de liens de causalité entre processus, ce résultat semble indiquer que la minéralisation du lixiviat est fortement influencée par sa teneur en chlorures. Dans le même ordre d'idées, l'évolution semblable des concentrations en azote total et en ammonium ( $r = 0,81$ ; pour 11 ddl) suggérerait que l'azote lixivié par la décharge est majoritairement sous forme ammoniacale.

## CONCLUSION

Au terme de cette étude, il convient de tirer un certain nombre de conclusions:

- La décharge d'Etueffont ne répond pas immédiatement aux pluies mais accuse un retard de lixiviation.
- La composition qualitative des lixiviats de la décharge

d'Etueffont est très variable d'une saison à une autre:

- En période de faibles précipitations, où on enregistre un faible débit du lixiviat, et avec le réchauffement des eaux (été), le jus de décharge produit est faiblement chargé en matières organiques biodégradables laissant suggérer un rôle majeur de l'intensification de l'activité hétérotrophe bactérienne dans l'obtention d'une telle qualité de lixiviats.
- En hiver, le lixiviat est plus chargé en matière organique en raison de l'effet conjugué d'une augmentation des précipitations et d'une baisse des températures inhibant le développement des décomposeurs.

\* **Hicham Khattabi, Lotfi Aleya,**

Laboratoire de biologie et écophysiologie - Université de Franche-Comté - 1, place Leclerc - 25030 Besançon

\*\* **Jacky Mania,**

Département de géotechnique et génie civil - École universitaire d'ingénieurs de Lille (EUDIL) - 59655 Villeneuve d'Ascq

\*\*\* **Hervé GRISEY**

Bureau d'étude Hydro-Géotechnique Est - 90170 Anjoutey

## Remerciements

Nous tenons à remercier vivement le Syndicat intercommunal de traitement des ordures ménagères (Sictom) du village d'Etueffont, qui nous a permis de réaliser cette étude.

## Bibliographie

- Blaky N. C., 1992. *Model prediction of landfill leachate production*. Elsevier. App. Sci. London, England, 17-34.
- Blanchard J. M., Navarro A., Revin PH., Cyrlewski J., Vovard S., Pillard G., 1989. *Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères II. Utilisation en traitement des lixiviats de décharge*. TSM, 3, 133-140.
- Bookter T. J. B., Ham R., 1982. *Decomposition of solid waste in test lysimeters*. J. Environ. Engin. Div. ASSCE, 108 (6), 1147-1170.
- Chian E. S. K., Dewalle F. B. 1976., *Sanitary landfill leachates and their treatment*. J. Environ. Engin. Div. ASSCE, 102 (EE2), 411.
- Ehrig A., 1978. *Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Veröffentlichungen des institut für Stadtbauwesen, Technischen Universität Braunschweig, Germany*.
- Feuillade M., Dufour Ph., Feuillade J., 1988. *Organic carbon release by phytoplankton and bacterial reassimilation*. Schweiz. Z. Hydrol, 50, 115-135.
- Jasper S. E., Atwater J. W., Mavinic D. S., 1985. *Leachate production and characteristics as a function of water input and landfill configuration*. Wat. Poll. Res. J. Can, 20 (3), 43-56.
- Jones J. G., Simon B. M., Mitchell R., 1983. *Estimates of bacterial growth from changes in uptake rates and biomass*. Appl. Environ. Microbiol, 44, 1296-1307.
- Kato K., 1985. *Seasonal observations of heterotrophic activity and active bacterial number in lake constance*. Arch. Hydrobiol./suppl. 66, 3, 309-319.
- King Country Solid Waste Division., 1992. *Cedar Hills Regional Landfill Leachate Monitoring Data Base*, Seattle.
- Marvalin O., Aleya L., Hartmann H. J., Lazarek S., 1989. *Coupling of the seasonal patterns of bacterioplankton and phytoplankton in a eutrophic lake*. Can. J. Microbiol, 35, 706-712.
- Mattias B. A., Nilsson P., 1997. *Seasonal changes of leachate production and quality from test cells*. J. Envir. Eng. Div. ASSCE, 892-900.
- Meffert M. E., Overbeck J., 1979. *Regulation of bacterial growth by algal release products*. Arch. Hydrobiol./suppl. 87, 118-121.
- Navarro A., Bernard D., Millot N., 1988. *Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharges*. TSM, 3, 541-545.
- Rodier J., 1984. *L'analyse de l'eau*, 7<sup>e</sup> édition Dunod, Paris.
- Straub W. A., Lynch D. R., 1982. *Models of landfill leaching: Organic Strength*. J. Environ. Engin. Div. ASSCE, 108 (2), 251-268.