

# Lagunage naturel de lixiviats de décharge

## Natural lagooning of landfill leachate

H. KHATTABI<sup>1</sup> \*, L. ALEYA<sup>1</sup>, J. MANIA<sup>2</sup>

### SUMMARY

The Etueffont municipal landfill waste (Northeast of Belfort, France) possesses a mode of exploitation by grinding wastes without compaction, to facilitate the aerobic degradation. This technique leads to a leachate production. The leachate was treated by natural lagoons consisting of 4 decantation basins then released in the brook (of Mont Bonnet). Efficiency of the epuration was estimated by calculation the net budget of elements (= Input-Output). The results showed that lagoons eliminated the quasi-totality of organic matters (about 80% of BOD) and dissolved substances (about 50 to 90%). Nevertheless, a decrease of epuration efficiency that has been observed in winter of all elements (temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, redox potential, chloride, iron, manganese, nickel, zink, total nitrogen, total phosphorus, ammonia, BOD, COD), was due to the decrease of pH (pH = 4,5). However, in the beginning of summer only  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Fe}^{2+}$  decreased. The collapse of BOD removal (- 8% observed in September 1998) was linked to the excedentary stock of organic matter products in the basins during the summer. The analysis of the monthly evolution of the efficiency epuration of  $\text{NH}_4^+$ , total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) indicate similiary features. The net budget fluctuates between 50% in winter and 70% in summer. The weak values are noted in January 1999 (19% for  $\text{NH}_4^+$ , 13% for TN and 14% for TP). This work showed that the natural lagooning is weakly efficient for this kind of landfill leachates.

**Key-words:** *landfill, leachate, lagooning, organic matters, metals.*

1. Laboratoire de biologie et écophysiologie, USC INRA, Université de Franche-Comté, 1 place Leclerc, 25030 Besançon cedex, France.
2. Département de géotechnique et génie civil, École universitaire d'ingénieurs de Lille (EUDIL), 59655 Villeneuve d'Ascq, France.

\* Correspondance. E-mail : ahfir@yahoo.fr.

Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mars 2003.

## RÉSUMÉ

Dans le cadre d'un traitement par lagunage naturel des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères broyées, nous avons procédé au cours d'un cycle annuel (mai 1998 à mai 1999) à des analyses biologiques et physicochimiques des eaux à l'entrée (lixiviat brut), dans les quatre bassins successifs et à la sortie du dispositif (lixiviat traité) avant son rejet dans le milieu récepteur (ruisseau Mont Bonnet). L'évolution spatiotemporelle de la qualité des lixiviats a été approchée par le suivi des fluctuations saisonnières de divers paramètres (température, conductivité électrique, pH, oxygène dissous, potentiel redox, chlorures, fer, manganèse, nickel, zinc, azote total, phosphore total, ammonium, DBO, DCO et chlorophylle *a*). Les résultats montrent deux périodes de dysfonctionnement de la station durant l'année. Un dysfonctionnement estival marqué par une chute du rendement épuratoire du fer, du manganèse et de la DBO, sous l'effet d'une diminution du potentiel redox et du surplus de matières organiques autochtones. Le deuxième dysfonctionnement, observé en hiver et au début du printemps, est caractérisé par une chute des rendements épuratoires pour l'ensemble des éléments chimiques suivis. Cette chute des rendements épuratoires est vraisemblablement liée à la diminution importante des valeurs de pH durant cette période.

*Mots clés : décharge, lixiviat, lagunage, matières organiques, métaux.*

## 1 - INTRODUCTION

La mise en décharge des ordures ménagères entraîne souvent la production de lixiviats dont les conséquences sont néfastes pour l'environnement. Par ailleurs, plusieurs études tant à l'échelle du laboratoire qu'à celle du pilote ou en grandeur vraie ont été réalisées afin de sélectionner la méthode la plus fiable pour traiter ces eaux particulières. Les premières recherches, datant des années 1970 (BOYLE et HAM, 1974) se sont basées sur le traitement à la fois des eaux usées domestiques et des lixiviats de décharges. L'inefficacité de ce procédé a poussé les chercheurs à traiter les deux types d'eau séparément par le biais de lagunage aéré et de boues activées. Toutefois, ces procédés ont des rendements faibles pour des températures inférieures à 10 °C et une dénitrification médiocre (KNOX, 1983, 1985). Afin de pallier ces inconvénients, plusieurs procédés ont été proposés comme le traitement par les filtres biologiques aérobies submergés développés par PEDERSEN et JANSEN (1992) et les réacteurs biologiques (SPENGLER et DZOMBAK, 1991). Ces deux types de traitement ont l'avantage d'être moins sensibles aux variations de la température des eaux et d'aboutir à une dénitrification importante. De plus, WELANDER et al. (1997) en utilisant des biofilms suspendus ont pu atteindre des taux de dénitrification de 77 % à une température de 5 °C. HOLLOWETER et DAGUE (1994) ont pu obtenir un abattement de 96 % de DCO en développant le procédé ASBR (*Anaerobic Sequence Batch Reactor*), basé sur des bactéries anaérobies injectées au cours du traitement. Toutefois, en raison d'une charge en matières organique et minérale plus faible dans la décharge d'Etuefont (*tableau 1*) que dans les sites rapportés dans la littérature (BLAKY, 1992 ; KERBACHI et BELKACEMI, 1994 ; HARPER et al., 1996), nous avons opté pour un traitement par lagunage naturel.

**Tableau 1** Valeurs moyennes de divers paramètres physicochimiques du lixiviat de la décharge d'Etueffont.

**Table 1** Mean physical and chemical parameters of the Etueffont landfill leachates.

	Lixiviat brut
CE ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	4 482
T ( $^{\circ}\text{C}$ )	15
pH	7
O <sub>2</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	4
Eh (mv)	- 26
DBO ( $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ )	63
DCO ( $\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ )	868
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	134
Cl <sup>-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	605
NT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	152
PT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1
Fe <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	4
Ni <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2
Zn <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1
Mn <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	4

## 2 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 2.1 Site étudié

La décharge d'ordures ménagères du SICTOM (Syndicat intercommunal de traitement des ordures ménagères) du pays sous Vosgien (NE de Belfort, France) possède un mode d'exploitation à ciel ouvert par broyage des déchets. Le jus de décharge produit s'écoule dans quatre bassins de décantation avant son rejet dans le milieu naturel. Les caractéristiques morphométriques des quatre bassins de la station sont regroupées dans le *tableau 2*.

### 2.2 Stratégie d'échantillonnage

Les échantillons d'eau ont été récoltés mensuellement à la buse d'entrée, dans les quatre bassins et à la sortie du dernier bassin de mai 1998 à mai 1999.

### 2.3 Matériels et méthodes

La température (T), le pH, l'oxygène dissous (O<sub>2</sub>), le potentiel redox (Eh) et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés *in situ* à l'aide d'une sonde multiparamètres de marque WTW (Multiline P3 PH/LF-SET). Les concentrations en chlorures (Cl<sup>-</sup>) ont été dosées par chromatographie ionique (Dionex DX-100). Les concentrations relatives au zinc (Zn<sup>2+</sup>), au fer (Fe<sup>2+</sup>), au manganèse (Mn<sup>2+</sup>),

**Tableau 2** Caractéristiques morphométriques des quatre bassins de la station de traitement du lixiviat de la décharge d'Etueffont.

**Table 2** *Morphometric characteristics of the four basins of the Etueffont landfill leachate.*

	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3	Bassin 4
Longueur (m)	78	46	66	48
Largeur (m)	5	43	28	24
Profondeur (m)	0,8	1	1	1
Épaisseur de vase (m)	0,09	0,07	0,07	0,05
Surface (m <sup>2</sup> )	390	1 934	1 848	1 128
Volume (m <sup>3</sup> )	312	1 934	1 848	1 128
Débit moyen (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0,001	0,001	0,001	0,001
Temps de rétention (j)	5	32	31	19

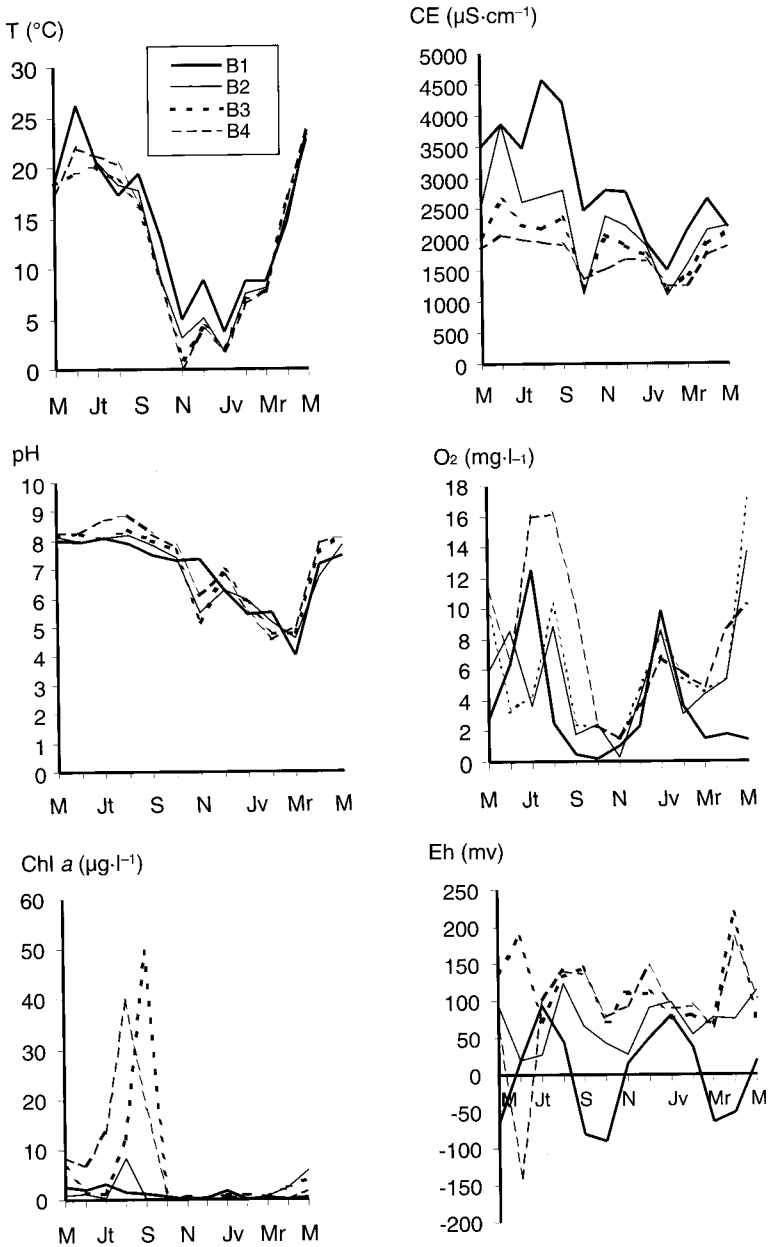
au nickel (Ni<sup>2+</sup>), la Demande Biologique en Oxygène (DBO) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) ont été mesurées par photométrie à l'aide d'un spectrophotomètre de type WTW (Photolab Spektral). Les pigments chlorophylliens (Chl a) ont été extraits selon le protocole expérimental proposé par le groupe de travail SCOR UNESCO (1966). L'azote total (NT) a été estimé par distillation, après une minéralisation en azote ammoniacal (RODIER, 1984) et l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) par colorimétrie suite à une catalyse en milieu alcalin par une solution de nitroprussiate de sodium. Le phosphore total a été mesuré par colorimétrie (RODIER, 1984). Les rendements épuratoires ont été calculés par la formule suivante :

$$X = ((C_0 - C_f)/C_0) * 100$$

Avec : X : rendement épuratoire (en %) ; C<sub>0</sub> : concentration de l'élément chimique à la sortie de la décharge ; C<sub>f</sub> : concentration de l'élément chimique à la sortie du quatrième bassin.

### 3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'examen des courbes d'évolution temporelle de la température de l'eau dans les quatre bassins (*figure 1*) met en évidence l'existence de valeurs élevées en été (19° à 26 °C) et basses à la fin de l'automne et en hiver (0° à 4 °C). Le lixiviat du premier bassin a souvent une température légèrement plus élevée que celle des autres bassins en raison de son réchauffement par le lixiviat brut. L'évolution de la conductivité électrique met en évidence des valeurs décroissantes du premier au dernier bassin vraisemblablement liées aux échanges chimiques entre l'eau et le sédiment (précipitation et adsorption) et à l'accumulation éventuelle de substances chimiques dans la faune et la flore au cours du passage de l'eau d'un bassin à un autre. De plus, l'évolution temporelle de ce paramètre montre une élévation des valeurs en été (4 500 µS.cm<sup>-1</sup> dans le premier bassin et 2 000 µS.cm<sup>-1</sup>

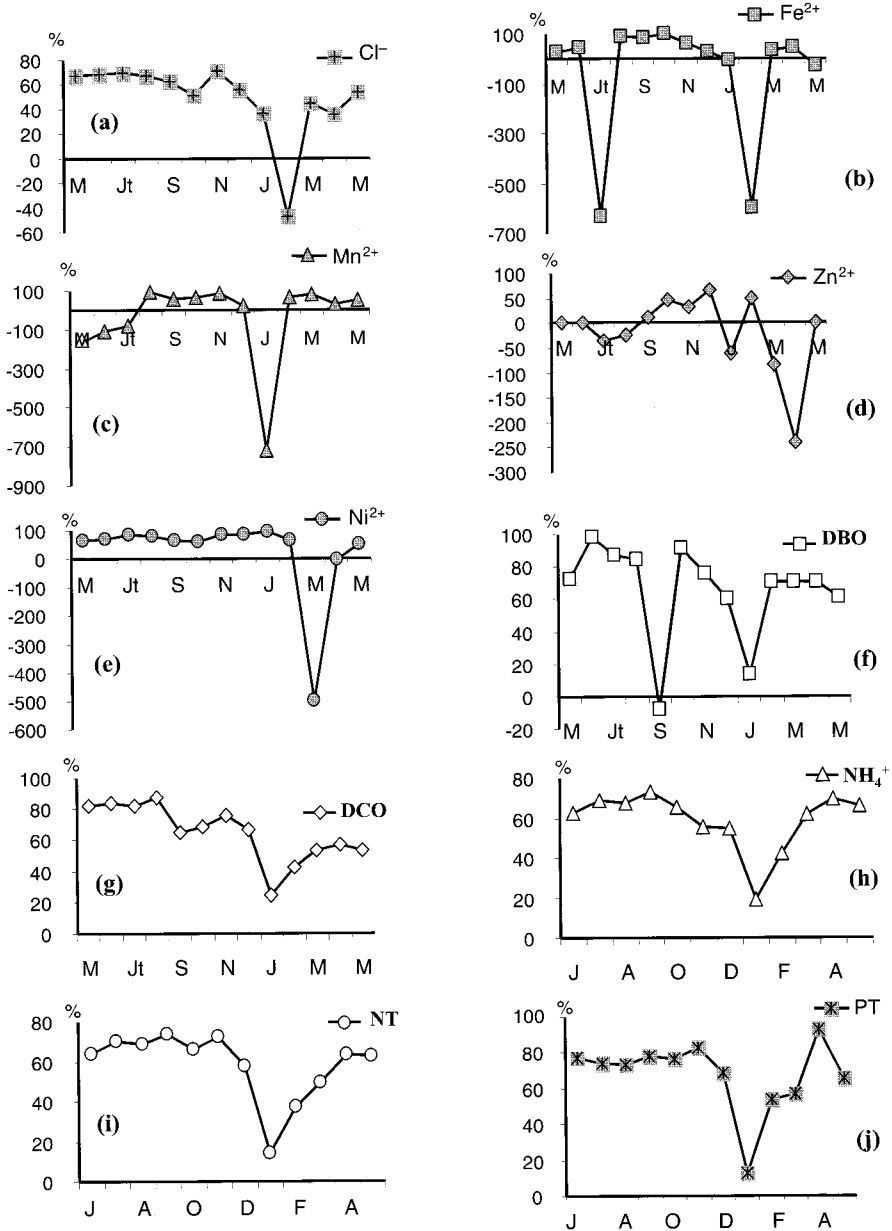


**Figure 1** Évolution annuelle (1998-1999) de la température (T), de la conductivité électrique (CE), du pH, de l'oxygène dissous ( $\text{O}_2$ ), des teneurs en chlorophylle a (Chl a) et du potentiel redox (Eh) au niveau des 4 bassins de traitement des lixiviats de la décharge d'Etueffont.

*Annual distribution (1998-1999) of temperature (T) ( $^{\circ}\text{C}$ ), electrical conductivity (CE), pH, dissolved oxygen ( $\text{O}_2$ ), chlorophyll a (Chl a) and the redox potential (Eh) in the 4 basins of the Etueffont landfill leachates.*

dans le bassin 4) suite, d'une part, aux apports par la décharge de lixiviat très minéralisé (BLAKY, 1992), sous l'effet conjugué de l'élévation de la température qui favorise le développement bactérien et de la diminution de la pluviosité engendrant une augmentation de la concentration du lixiviat et, d'autre part, à l'abondance de la biomasse algale durant cette période ( $\text{Chl } a = 50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  dans le dernier bassin). Le suivi du pH indique un caractère acide des lixiviats à la fin de l'automne et en hiver (le pH oscille entre 4 dans le premier bassin et 5,7 dans le dernier bassin) et basique en été (le pH varie de 7,9 dans le premier bassin à 8,8 dans le bassin 4). L'acidité automno-hivernale semble être due à une diminution drastique de l'activité photosynthétique algale, puisque les teneurs en chlorophylle *a* sont pratiquement nulles pour l'ensemble des points de prélèvement. Les courbes d'évolution temporelle de l'oxygène dissous et du Eh présentent des similitudes. Cependant, en automne, on enregistre des désoxygénations très importantes dans la totalité des bassins ( $0,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  pour le bassin 1 en octobre 1998,  $0,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  pour le bassin 2,  $1,55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  pour les bassins 3 et 4 en novembre 1998). Cette désoxygénation du lixiviat succède immédiatement aux blooms phytoplanctoniques estivaux (peuplement algal dominé par les euglénophytes du genre *Phacus* sp.), et est vraisemblablement attribuable à l'activité hétérotrophe bactérienne de dégradation des algues sénescences.

Le suivi de l'évolution mensuelle des rendements épuratoires de certaines substances minérales ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  et  $\text{Ni}^{2+}$ ) (figure 2a, 2b, 2c, 2d et 2e), montre que pour le nickel et les chlorures, les rendements calculés varient, respectivement, de 52 à 90 % et de 30 à 70 %. Une baisse importante des rendements a été observée en février 1999 pour les chlorures et en mars 1999 pour le nickel. Cette diminution de rendement est vraisemblablement liée aux phénomènes de relargage par le fond induits par la diminution importante du pH (pH du lixiviat oscillant entre 4 et 5 dans l'ensemble des bassins), conformément aux observations rapportées par RIISE *et al.* (2000). Pour le fer et le manganèse, les courbes d'évolution mensuelle des rendements épuratoires montrent des taux d'abattement élevés qui peuvent atteindre 90 % en été, alors qu'on enregistre des valeurs d'abattement négatives en début d'été et en hiver. Il semble que le relargage de ces deux oligoéléments par le fond soit gouverné à la fois par la diminution du pouvoir oxydant en été et par la diminution du pH en hiver et au début du printemps. Aucune variation saisonnière bien établie des concentrations en zinc n'a été détectée. Cependant, les rendements calculés peuvent atteindre 60 %. L'étude de l'évolution temporelle du rendement épuratoire de la DBO (figure 2f) met en évidence un abattement important au printemps et en été (jusqu'à 98 % en mai 1998) liée à la biodégradation des matières organiques, lors du cheminement de l'eau d'un bassin à un autre, alors qu'on enregistre une chute de rendement en hiver (13 % en janvier 1999). Cette diminution hivernale est attribuée, d'une part, à la diminution de l'activité photosynthétique et, d'autre, part aux phénomènes de relargage par le fond de matières organiques résultant de la dissociation des complexes organométalliques (Si, Al, Fe et Mn) à la faveur d'une diminution de pH corroborant ainsi les travaux de SAUVE *et al.* (2000). Cependant, en septembre 1998, on enregistre une chute de rendement de la DBO (- 8 %), vraisemblablement due au surplus de matières organiques autochtones élaborées par l'activité photosynthétique dans les quatre bassins. La DCO présente une évolution annuelle globalement similaire à celle de la DBO (figure 2g). Les taux d'abattement de la DCO enregistrés en période estivale (entre 70 et 90 %) sont



**Figure 2** Évolution annuelle (1998-1999) des rendements épuratoires (en %) des chlorures ( $Cl^-$ ) (a) ; du fer ( $Fe^{2+}$ ) (b) ; du manganèse ( $Mn^{2+}$ ) (c) ; du zinc ( $Zn^{2+}$ ) (d) ; du nickel ( $Ni^{2+}$ ) (e) ; de la DBO (f) ; de la DCO (g) ; de l'ammonium ( $NH_4^+$ ) (h) ; de l'azote total (NT) (i) ; du phosphore total (PT) (j) au niveau des 4 bassins de la station de traitement d'Etueffont.

Annual evolution (1998-1999) of the eputation output for, chloride ( $Cl^-$ ) (a); iron ( $Fe^{2+}$ ) (b); manganese ( $Mn^{2+}$ ) (c); zink ( $Zn^{2+}$ ) (d); nickel ( $Ni^{2+}$ ) (e); DBO (f); DCO (g); ammonia ( $NH_4^+$ ) (h); total nitrogen (NT) (i); total phosphorus (PT) (j) in the 4 basins of the Etueffont landfill leachates.

comparables à ceux observés par CHIANESE *et al.* (1999) pour des lixiviats de décharges traités par osmose inverse. Nos observations vont également dans le sens de celles rapportées par MAEHLUM (1995) pour des lixiviats traités par un lagunage composé (1 bassin anaérobie + 1 bassin aéré + 2 bassins à macrophytes). En effet, la diminution brutale du rendement en septembre 1998 se répercute faiblement sur la DCO, laissant supposer un aspect biodégradable des matières organiques autochtones. L'analyse des courbes d'évolution mensuelle des taux d'abattement de  $\text{NH}_4^+$ , NT et PT montre qu'elles présentent des allures semblables (*figures 2h, 2i et 2j*). Les rendements calculés varient de 50 % en hiver à 70 % en été, ces valeurs sont similaires à celles enregistrées par d'autres auteurs dans le cas des eaux usées urbaines (SCHETRITTE et RACAULT, 1995 ; OUZZANI *et al.*, 1997). Les rendements les plus faibles ont été enregistrés en janvier 1999 (19 %, 13 % et 14 %, respectivement pour  $\text{NH}_4^+$ , NT et PT). Ces faibles rendements sont liés à la conjugaison de trois phénomènes :

- (i) la remise en solution de ces éléments (favorisée par un pH faible,  $\text{pH} = 4$ ) ;
- (ii) la mauvaise dénitrification engendrée par l'abaissement des températures ;
- (iii) la diminution de l'assimilation algale d'azote et de phosphore (BOUARAB *et al.*, 1994).

#### 4 - CONCLUSION

Notre étude fait apparaître l'importance des phénomènes biologiques et physicochimiques saisonniers dans les processus d'épuration naturelle des lixiviats de décharges d'ordures ménagères. En effet, si la diminution des rendements épuratoire de la DBO, du fer et du manganèse, en été, est attribuée à la diminution du Eh, la baisse des rendements relatifs à l'ensemble des éléments chimiques suivis dans la station en période hivernale semble être liée à une diminution des valeurs de pH (de 8 à 4). En dehors des périodes caractérisées par ces valeurs critiques de pH et de Eh, la station élimine une grande partie de la matière organique (environ 80 % de la DBO) et des substances dissoutes (environ 60 à 100 %). Ainsi, ce procédé semble être moyennement efficace pour le traitement de ce type de lixiviat.

#### 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.



## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BLAKY N.C., 1992. Model prediction of landfill leachate production. *Appl. Sci.*, 17-34.
- BOUARAB L., OUZZANI N., OUDRA B., DARLEY J., PICOT B., BONTOUX J., 1994. Évaluation des formes d'azote dans la station expérimentale de lagunage naturel de Marrakech. 4<sup>e</sup> conférence internationale des limnologues d'Expression française, Marrakech, Maroc, 25-28 avril 1994.
- BOYLE W.C., HAM R.K., 1974. Biological treatability of landfill leachate. *Wat. Res. Poll. Cont. Fed.*, 46 (5), 860-872.
- CHIANESE A., ROLANDO R., VERDONE N., 1999. Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Wat. Res.*, 33 (3), 647-652.
- HARPER S.C., MANOHARAN R., MAVINIC D.S., RANDALL C.W., 1996. Chromium and nickel toxicity during the biotreatment of high ammonia landfill leachate. *Wat. Environ. Res.*, 68 (1), 19-24.
- HOLLOPETER J.A., DAGUE R.R., 1994. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. 49<sup>th</sup> Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, 277-284.
- KERBACHI R., BELKACEMI M., 1994. Caractérisation et évolution des lixiviats de la décharge de Oued-Smar à Alger. *TSM.*, 11, 615-618.
- KNOX K., 1983. Treatability studies on leachate from a co-disposal landfill. *Environ. Poll.*, (Series B), 5, 157-174.
- KNOX K., 1985. Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Wat. Res.*, 19, 595-904.
- MOEHLUM T., 1995. Treatment of landfill leachate in on - site lagoons and constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 32 (3), 129-135.
- OUZZANI N., BOUARAB L., PICOT B., LAZREK H.B., OUDRA B., BONTOUX J., 1997. Variations saisonnières des formes de phosphore dans une station de traitement des eaux usées par lagunage, sous climat aride de Marrakech (Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, 4, 527-544.
- PEDERSEN B.M., JANSEN J.I.A.C., 1992. Treatment of leachate -polluted groundwater in an aerobic biological filter. *Euro. Water. Poll. Control.*, 2, 40-45.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau, 7<sup>e</sup> édition, Dunod, Paris.
- RIISE G., VAN HEES P., LUNDSTROM U., TAU STRAND L., 2000. Mobility of different size fractions of organic carbon, Al, Fe, Mn and Si in podzols. *Geoderma*, 28, 237-247.
- SAUVE S., HENDERSHOT W., ALLEN H.E., 2000. Solid-Solution partitioning of metals in contaminated soils : dependence on pH, total metal burden and organic matter. *Environ. Sci. Tech.*, 34 (7), 1125-1131.
- SCHETRITTE S., RACAULT Y., 1995. Purification by natural waste stabilization pond: influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Wat. Sci. Tech.*, 31 (9), 191-200.
- SPENGLER D.B., DZOMBAK D.A., 1991. Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors. *Res. J. WPFC.*, 63, 971-981.
- WELANDER U., HENRYSSON T., WELANDER T., 1997. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Wat. Res.*, 31 (9), 2351-2355.