HAL open science

Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères

Arnauld-Amaury Sillet, Sébastien Royer, Yves Coque, Jacques Bourgois, Olivier Thomas

To cite this version:

Arnauld-Amaury Sillet, Sébastien Royer, Yves Coque, Jacques Bourgois, Olivier Thomas. Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Environnement, Ingénierie & Développement, 2001, N°22 - 2ème Trimestre 2001, pp.7-11. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1341 . hal-03180798

HAL Id: hal-03180798

https://hal.science/hal-03180798v1

Submitted on 25 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

LES LIXIVIATS DE DÉCHARGES D'ORDURES MÉNAGÈRES
GENÈSE, COMPOSITION ET TRAITEMENTS

*Arnauld-Amaury Sillet, *Sébastien Royer, *Yves Coque, **Jacques Bourgois et *Olivier Thomas
*Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel, Ecole des Mines d'Alès - **Centre SITE, École des Mines de Saint Étienne*

Cette étude bibliographique résume les principales propriétés physico-chimiques et microbiologiques des lixiviats de décharges d'ordures ménagères, puis passe en revue les dernières avancées en matière de traitement de la charge organique des lixiviats. La précipitation chimique et la coagulation-floculation ne permettent pas d'éliminer plus de 50 % de la pollution organique. L'oxydation simple par O_3 ou H_2O_2 et l'adsorption simple ne sont pas utilisables seules en vue de rejeter les eaux au milieu naturel. En revanche, les techniques à membranes et les procédés d'oxydation avancée semblent être des techniques particulièrement prometteuses. Les procédés biologiques ne sont adaptés que pour le traitement de lixiviats qui ont une biodégradabilité élevée.

This bibliographical review summarizes the main physico-chemical and microbiological characteristics of landfill leachates. Then, it reviews the latest advances in landfill organic load removal. Neither chemical precipitation nor coagulation-flocculation can eliminate more than 50 % of organic pollution. Simple oxidation, using O_3 or H_2O_2, or adsorption are not satisfying enough to treat water to be able to release it into natural ecosystem. Nevertheless, membrane processes and advanced oxidation processes seem to be promising techniques to fully treat leachates. Bioprocesses are adapted only to effluent with high biodegradability.

INTRODUCTION

La mise en décharge est une méthode qui a été très utilisée pour traiter les ordures ménagères. Néanmoins, l'enfouissement des déchets provoque de nombreuses nuisances dans l'environnement : pollution de l'eau par production de lixiviats, dégagement d'odeurs, risques d'incendies, création d'un biotope favorable à l'accroissement des populations d'insectes et de rongeurs, contribution à l'aggravation de l'effet de serre...
La principale source de pollution est néanmoins constituée par les percolats de décharge qui sont à l'origine de la contamination des sols, des eaux de surfaces et des eaux des nappes aquifères.

GENÈSE ET COMPOSITION

Genèse

Les lixiviats sont produits par la percolation des eaux de pluie et de ruissellement à travers les déchets stockés dans les décharges (Obbard et al, 1999). La mobilisation des constituants des déchets par l'eau se fait d'une part par une mise en solution de ces constituants et d'autre part par un entraînement mécanique : particules en suspension, colloïdes...
La plupart des réactions chimiques sont « catalysées » par les microorganismes et les cinétiques observées dépendent principalement du type de transformations bactériennes qui ont lieu dans la décharge.
Il est généralement admis que les lixiviats sont de nature différente selon l'âge de la décharge. Il existe cinq étapes caractéristiques de l'évolution d'une décharge (Wagner et Vasel, 1997) :
– hydrolyse des composés organiques complexes sous l'action d'enzymes extracellulaires produites par des microorganismes aérobies et aérobies facultatifs. Une fois la matière organique hydrolysée, les substances peuvent pénétrer à l'intérieur des cellules.
– dégradation aérobie : étape de courte durée pendant laquelle les molécules hydrolysées sont utilisées par les bactéries aérobies. Ces réactions conduisent à l'épuisement rapide de l'oxygène des vides interstitiels et provoquent le passage en dégradation anaérobie.
– étape d'acidogenèse : la décharge entre progressivement en dégradation anaérobie. Les produits solubilisés au cours de l'étape précédente (sucres, acides aminés...) sont dégradés en alcools et en acides gras volatils. Le pH des lixiviats chute, ce qui provoque une solubilisation accrue des minéraux contenus dans les déchets.
– étape d'acétogenèse : les acides gras volatils sont transformés sous l'action de microorganismes acétogènes en acétates, hydrogène et bioxyde de carbone. Le pH du lixiviat augmente.
– étape de méthanogenèse : par biotransformation, l'acide

acétique, l'acide formique, le méthanol, le dihydrogène et le CO_2 sont transformés en méthane.
Millot (1986) considère que la phase méthanogène est suivie d'une maturation finale de la décharge. Les phénomènes de dégradation anaérobie disparaissent progressivement, la matière organique se stabilise, la production de gaz diminue et l'oxygène réapparaît dans le milieu. Les produits moins dégradables peuvent être métabolisés très lentement avec la production possible de molécules de haut poids moléculaire, de type substances humiques et fulviques.

Composition

La composition des lixiviats dépend de la nature des déchets, de la géométrie et de la gestion du site, en particulier la façon dont les apports en eau sont contrôlés. De plus, les mécanismes intervenant dans le processus de dégradation des déchets (tableau 1) modifient la composition des lixiviats (Ross, 1990).
L'eau de pluie percolant à travers les ordures ménagères enfouies se charge en DCO de manière importante, en azote réduit (0,5 à 1 $g.L^{-1}$ d'azote NTK) avec une forte proportion d'azote ammoniacal. Des substances toxiques comme les composés phénolés ou halogénés et les métaux lourds peuvent également contaminer les lixiviats (Kamp et Édeline, 1998).

Tableau 1 : Inventaire des principales réactions intervenant dans le processus de dégradation des déchets (Ross, 1990)

Processus chimiques	Processus physiques	Processus biologiques
Neutralisation	Échange d'ions	Hydrolyse
Précipitation	Adsorption	Catabolisme
Oxydation	Absorption	Fermentation
Réduction	Filtration	Nitrification
Complexation	Évaporation	Dénitrification
Ionisation	Extraction	Réduction des sulfates
Réaction acide-base	Encapsulation	Minéralisation

Il est possible de différencier trois types de lixiviats : les lixiviats de sites récents riches en acides gras volatils, molécules organiques facilement biodégradables, les lixiviats de type intermédiaire et les lixiviats des décharges anciennes qui contiennent des molécules complexes et non volatiles comme les substances humiques et fulviques. Les principales caractéristiques de ces différentes classes de lixiviats sont reprises dans le tableau 2 (Baig et al., 1999). Clément et al. (1993) ont collectés les valeurs mesurées par différents auteurs sur les caractéristiques physico-chimiques (tableau 3) et microbiologiques (tableau 4) des lixiviats de décharges.
Les valeurs du rapport DBO5/DCO orientent le choix du traitement vers une filière biologique pour les lixiviats jeunes et vers des solutions physico-chimiques pour les percolats de cellules dont l'exploitation est ancienne. Il est donc nécessaire de prévoir une chaîne de traitement évolutive.
Park et al. (1999 (a)) ont étudié un lixiviat d'une décharge âgée de trois ans, au début de la phase de méthanogenèse. Ils ont observé que la couleur mesurée à 575 nm était due à 58 % par des composés de poids moléculaire supérieur à 30 000 daltons et à 3 % par des composés de poids moléculaire inférieur à 500 daltons et que 70-80 % des composés colorants sont hydrophobes. Le carbone organique total est constitué à 75 % par des composés de poids moléculaire inférieur à 500 daltons, à 10 % par des composés de poids moléculaire compris entre 500 et 30 000 daltons et à 15 % par des composés de poids moléculaire supérieur à 30 000 daltons. Le COT est constitué à 72 % par des acides hydrophiles et il n'y a que 7$mg.L^{-1}$ de substances humiques dans le lixiviat étudié. Sur le même lixiviat, Park et al. (1999 (b)) ont mesuré des concentrations en fer comprises entre 0,4 et 4 $mg.L^{-1}$ et des teneurs en chrome, nickel, manganèse, cuivre, cobalt, aluminium et zinc entre 0,1 et 1 $mg.L^{-1}$.
La chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse est une technique de choix utilisée pour identifier certaines familles de composés. Les phtalates, en particulier le dibutyl et le dioctyl phtalate, ont été identifiés, de même que de nombreuses molécules aliphatiques linéaires ou cycliques et des molécules aromatiques portant des fonctions alcool. Les esters et les acides carboxyliques sont également présents en quantités importantes (Saba et al., 1999).
Clément et Thomas (1995) ont étudié vingt-cinq lixiviats de décharges par spectrophotométrie UV sur les échantillons et sur les fractions obtenues par chromatographie de perméation sur gel. Le spectre de l'échantillon permet de déterminer l'origine domestique ou industrielle et l'absorbance globale permet d'estimer dans une certaine mesure la charge organique. L'analyse par spectrophotométrie UV des fraction collectées par chromatographie de perméation sur gel montre l'existence de deux grandes familles de composés pour les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : les substances humiques et les acides gras volatils. Les spectres des lixiviats de décharges industrielles sont caractéristiques des composés majoritairement présents dans la décharge.
Les percolats peuvent contenir certains microorganismes mésophiles pathogènes, en particulier *Clostridium perfringens, Pseudomonas aeruginosa* et *Staphylococcus aureus*. En revanche, *Salmonella* n'a pas été identifiée (Delolme et Jabob, 1998).

Tableau 2 : Classification des lixiviats (Baig et al., 1999)

Type de lixiviat	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age des lixiviats	< 5 ans	5 - 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	7	> 7,5
DCO ($g.L^{-1}$)	> 20	3 - 15	< 2
DBO5/DCO	> 0,3	0,1 - 0,3	< 0,1
COT/DCO	0,3	-	0,4
Matières organiques	70 - 90 % AGV(1)	20 - 30 % AGV(1)	SHF(2)
Azote NTK	100 - 2000 $mg.L^{-1}$	-	-
Métaux (g.L-1)	2	< 2	< 2

(1) : AGV = Acides Gras Volatils
(2) : SHF = Substances humiques et fulviques et substances de haut poids moléculaire

Tableau 3 : Paramètres physico-chimiques des lixiviats de décharges (Clément et al., 1993)

Paramètre	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne géométrique	Nombre d'échantillons
DCO	$mgO_2.L^{-1}$	10	86000	1231	99
DBO5	$mgO_2.L^{-1}$	0,0	73000	388(1)	63
COT	$mgC.L^{-1}$	3	22500	218	65
NNTK	$mgN.L^{-1}$	6	2750	138	47
N_{NH4+}	$mgN.L^{-1}$	0,9	2154	147	76
N organique	$mgN.L^{-1}$	0,0	1000	22(1)	42
NO_3^-	$mgN.L^{-1}$	0,0	85	1,2(1)	74
P total	$mgP.L^{-1}$	0,1	14	11,55	25
MES	$mg.L^{-1}$	32	2350	256	20
MVS	$mg.L^{-1}$	11	602	70	16
pH		4,9	8,9	6,9	105
Alcalinité	$mgCaCO_3.L^{-1}$	80	26000	964	45
Conductivité	$\mu S.cm^{-1}$	295	38000	6303	70
Ca^{2+}	$mg.L^{-1}$	50	3650	253	57
Mg^{2+}	$mg.L^{-1}$	0,6	526	77	57
Dureté		127	11267	1083	70
K^+	$mg.L^{-1}$	20	1600	228	51
Na^+	$mg.L^{-1}$	35	9500	424	44
Cl^-	$mg.L^{-1}$	7	8800	523	79
SO_4^{2-}	$mg.L^{-1}$	3	3239	121	52
Acide acétique	$mg.L^{-1}$	1	17000	154	40
Acide propionique	$mg.L^{-1}$	2,7	5800	177	31
AGV totaux	$mg.L^{-1}$	1	40000	232	36
Fe	$mg.L^{-1}$	0,05	1995	11,5	68
Zn	$mg.L^{-1}$	0,0	326	0,36(1)	63
Ni	$mg.L^{-1}$	0,0	79	0,12(1)	49
Cr	$mg.L^{-1}$	0,0	23	0,067(1)	54
Cu	$mg.L^{-1}$	0,0	16	0,040(1)	51
Pb	$mg.L^{-1}$	0,001	46	0,047	49

(1) : Moyenne calculée en excluant les échantillons dont la teneur était nulle

TRAITEMENTS

Traitements physico-chimiques

Précipitation chimique

Avec un ajout de 1500 $mg.L^{-1}$ de chaux et 1000 $mg.L^{-1}$ de sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$), la diminution de la DCO ne dépasse pas 42 % sur des lixiviats stabilisés ayant une DCO comprise entre 6000 et 8200 $mgO_2.L^{-1}$ (Papadopoulos et al., 1998).

La précipitation est également utilisée en fin de chaîne de traitement des lixiviats. Baig et al. (1999) observent l'élimination de 27 % de la DCO résiduelle en ajoutant 1 $g.L^{-1}$ de chaux sur un effluent traité par précipitation au chlorure ferrique puis passage dans un réacteur biologique. Cette valeur peut être légèrement améliorée en augmentant la quantité de chaux ajoutée mais le volume de boues devient rapidement important.

Coagulation-floculation

La coagulation-floculation au chlorure ferrique est simple à appliquer mais génère des boues fines et difficiles à séparer. Les rendements d'élimination de la DCO se situent entre 25 et 75 %. De plus, l'eau traitée doit être neutralisée avant rejet, ce qui nécessite l'emploi de petites quantités d'alcali, l'eau perdant tout pouvoir tampon par application de ce procédé (Édeline, 1993).

Baig et al. (1999) ont obtenu une baisse de 35 % de la DCO par coagulation-floculation au chlorure ferrique sur les lixiviats stabilisés de la décharge de Lapeyrouse (France) et seulement 20 % en utilisant du sulfate d'aluminium. Sur un autre lixiviat stabilisé (décharge de Satrod, France), des essais de coagulation avec $FeCl_3$ ont permis d'abaisser la DCO de 48 %. L'écart observé serait dû à la présence plus importante de substances humiques coprécipitables dans le percolat de Satrod.

Le chlorure ferrique serait un coagulant plus efficace que le sulfate d'aluminium pour réduire la DCO. Ainsi pour une dose de 1 $g.L^{-1}$ de chlorure ferrique, la réduction de la DCO sur un lixiviat provenant d'une décharge en phase méthanogène est de 53 % contre seulement 33 % pour une même masse de sulfate d'aluminium (Welanden et Henrysson, 1998 (a)).

Traitement par oxydation

Le traitement de lixiviats stabilisés par ozonation ne permet pas d'obtenir de réduction importante de la DCO, même en appliquant des temps de séjour élevés (Édeline, 1993). Avec un temps de contact de 30 minutes et une dose en O_3 de 390 $mg.L^{-1}.h^{-1}$, l'abattement de la DCO ne dépasse pas 22 %. Avec une dose de 201 $mg.L^{-1}.h^{-1}$, la réduction de la DCO n'est que de 15 % pour un temps de contact identique. L'ozonation augmente la biodégradabilité des lixiviats étudiés d'environ 25 %. La réduction de la DCO obtenue au cours de cette expérience n'est sensiblement influencée ni par une augmentation de la température ni du pH. En revanche, si les lixiviats sont

Tableau 4 : Paramètres microbiologiques des lixiviats de décharges (Clément et al., 1993)

Champs de l'étude	Bactéries recherchées	Bactéries pour 100 mL
Lysimètres	Flore totale	10^8 initialement, 10^6 après 20 semaines
	Streptocoques fécaux	10^6 initialement, 10^5 après 20 semaines
	Coliformes fécaux	10^2 initialement, 10 après 20 semaines
Décharge	Streptocoques fécaux	$1,5.10^6$ pendant 2 mois
	Coliformes fécaux	détectables pendant 11 semaines
Décharge agée	Streptocoques fécaux	200 à $3,5.10^4$
de 7 ans	Coliformes fécaux	< 30
Lysimètres	Streptocoques fécaux	< 20 après 13 semaines
		et < 2 après 100 semaines
	Coliformes fécaux	$4,9.10^2$ à $2,6.10^4$ après 13 semaines
		et < 2 après 100 semaines

décarbonatés avant d'être amenés à pH 9, l'ozonation élimine 35 % de la DCO. Il est vraisemblable que l'amélioration observée soit liée à la formation de radicaux hydroxyles non piégés par les ions hydrogénocarbonate (Beltran et al., 1997 (b)).
Baig et al. (1999) ont utilisé l'ozonation pour amener des lixiviats traités par coagulation au $FeCl_3$, étage biologique et précipitation à la chaux au seuil de rejet. Pour passer d'une DCO de 370 $mgO_2.L^{-1}$ à 100 $mgO_2.L^{-1}$, il est nécessaire d'appliquer des doses en ozone de 1,6 à 1,7 gramme par gramme de DCO.
Le peroxyde d'hydrogène employé seul n'a pas d'effet mesurable sur la charge polluante organique contenue dans les lixiviats (Beltran et al., 1997 (b)).

Traitement par oxydation avancée
Les procédés d'oxydation utilisés pour traiter les lixiviats de décharges mettent en œuvre trois mécanismes d'élimination de la pollution organique :
– la photolyse directe par irradiation UV,
– l'oxydation par mécanismes d'oxydo-réduction,
– les mécanismes radicalaires dus à la formation de radicaux hydroxyle dans le milieu.
Ince (1998) a étudié le système UV/H_2O_2 en traitement tertiaire après une filière biologique. En sortie de traitement biologique, le lixiviat contenait encore 1280 $mgO_2.L^{-1}$ de DCO et un COT de 378 $mgC.L^{-1}$. Après acidification à pH 2 par ajout d'acide sulfurique, le couplage UV/ H_2O_2 permet d'éliminer 59 % de la DCO et 43 % du COT en utilisant une lampe à vapeur de mercure basse pression et respectivement 57 et 60 % avec une lampe à vapeur de mercure haute pression. Les composés organohalogénés ne sont pas éliminés avec la lampe basse pression alors que 77 % de ces composés sont détruits avec l'utilisation d'une lampe haute pression. Ince (1998) souligne que plus l'apport en peroxyde d'hydrogène est élevé, plus le temps de traitement nécessaire diminue.
Beltran et al. (1997 (b)) ont mis en évidence le caractère inhibiteur des ions HCO_3^- et CO_3^{2-} pour les couplages UV/H_2O_2, O_3/H_2O_2 et O_3/H_2O_2 utilisés pour traiter les lixiviats bruts. Néanmoins, la DCO est réduite au plus de 40 %. L'application du traitement par réactif de Fenton ne donne pas de résultats très satisfaisants, puisque l'abattement de la pollution organique reste inférieure à 44 % (Welanden et Henrysson, 1998 (a)).

Traitement par adsorption

Les quantités de DCO fixées sur un charbon actif sont de l'ordre de 200 mg DCO/g de charbon actif. Le pH auquel l'adsorption est faite est d'une très grande importance. À un pH proche de la neutralité, l'adsorption est bonne. En milieu très acide, on observe une précipitation, d'ou un gain apparent d'adsorption par rapport à l'adsorption en milieu neutre. En milieu basique, ce procédé donne des résultats peu satisfaisants, les composés adsorbables étant majoritairement sous forme ionisée (Édeline, 1993).
La filière « boues activées - charbon actif en poudre » offre la possibilité d'abaisser la DCO de 76 % et d'éliminer plus de 99 % de l'azote ammoniacal (Welander et Henrysson, 1998 (b)).

Traitement par filtration

L'osmose inverse, souvent précédée d'un traitement par boues activées et une technique assez développée en Europe, en Amérique du Nord et en Asie. Cette filière de traitement est efficace pour atteindre des seuils de rejets inférieurs à 100 $mgO_2.L^{-1}$ de DCO. De plus, l'adaptabilité du traitement au volume à traiter est excellente en raison de la modularité des installations. Le traitement assure des valeurs de rejet presque constantes, quelle que soit la variabilité du lixiviat en amont, l'élimination de la DCO étant supérieure à 99 % (Peters, 1998).
Le concentrat produit par osmose inverse représente 20 % du volume initial des lixiviats avec une pression de 40 bars. Il est envisageable de réduire le volume de concentrat de 20 à 10 % du volume initial en appliquant une pression de 120 bars et à seulement 5 % en passant à 200 bars (Peters, 1998).
La nanofiltration tangentielle est une méthode similaire à l'osmose inverse, mais moins gourmande en énergie, les pressions mises en œuvre étant plus faibles. En utilisant la nanofiltration avec une pression de 20.10^5 Pa et une vitesse tangentielle de 3 $m.s^{-1}$ après un prétraitement biologique, la DCO des lixiviats de Saint Nazaire (France) a été abaissée à 120 $mgO_2.L^{-1}$ avec un concentrat égal à 20 % du volume initial (Trebouet et al., 1999).
Les techniques à membranes posent le problème très important de l'élimination du concentrat : stockage en décharge ou incinération.

Traitements biologiques

Traitements aérobie
Obbard et al. (1999) rapportent qu'un traitement par boues activées permet d'éliminer plus de 90 % de la DCO et de l'azote ammoniacal des lixiviats de décharges anciennes, donc peu biodégradables, en appliquant des temps de séjour compris entre 10 et 50 jours avec un apport en phosphore assuré par ajout d'acide phosphorique et correction du pH par addition de soude. Selon une étude menée par Kamp et Édeline (1998), un traitement par boues activées employé seul ne permet pas d'éliminer plus de 80 % de la DCO, même en travaillant à très faible charge et avec des temps de séjours allant jusqu'à 13 jours sur un lixiviat biodégradable (DBO5/DCO = 0,49 dans l'étude).
Kusterer et al. (1998) ont suivi pendant deux ans l'efficacité d'un biofiltre utilisé pour traiter les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères qui acceptait les résidus d'incinération d'ordures ménagères. Les conditions d'aérobiose ont été maintenues par insufflation d'air en continu et décolmatages fréquents. La réduction de la DBO5 est restée supérieure à 95 % et l'élimination de la DCO à 75 %, malgré les fortes variations de la composition du lixiviat selon la pluviométrie.
L'abattement de la DCO par lagunage aéré atteint 40 % pour les lixiviats faiblement biodégradables et 95 % pour les

lixiviats facilement biodégradables (Coulomb-Vendeuvre et al., 1998). Ce procédé élimine totalement les acides gras volatils qui sont présents dans les décharges dont l'exploitation est récente. En revanche, il entraîne la production de composés azotés à l'origine d'une partie de la fraction organique réfractaire à la biodégradation, qui reste néanmoins majoritairement constituée par les substances humiques. Mejbri et al. (1995) ont observé que la diminution de la pollution carbonée s'accompagnait d'une diminution de la fraction aliphatique et une augmentation de l'aromaticité des lixiviats.

Traitements anaérobie

Édeline (1993) considère la digestion anaérobie des lixiviats très jeunes et très concentrés comme le procédé le plus approprié. Il n'est ni nécessaire de diluer le lixiviat ni de travailler à de faibles charges. De plus, la quantité de méthane formée est suffisante pour assurer une production énergétique satisfaisant les besoins de l'installation. Avec une température du digesteur maintenue à 37 °C, le rendement d'élimination de la DCO est compris entre 92,9 et 94,3 %. Il est également possible de coupler une digestion anaérobie suivie d'un traitement par biodisques en aérobiose. Borzacconi et al. (1998) obtiennent une efficacité de 80 % sur la DCO avec la première étape du traitement et de 94 % sur l'ensemble de la filière sur un lixiviat jeune (DCO = 18 500 $mgO_2.L^{-1}$ et DBO5/DCO = 0,57). L'avantage de cette combinaison est la diminution du volume de boues produites et la bonne décantabilité de la biomasse en fin de traitement.

Selon Welanden et Henrysson (1998 (b)), un traitement biologique ou la combinaison de traitements biologiques aérobie et anaérobie ne suffit pas pour atteindre un niveau d'épuration satisfaisant pour le rejet au milieu naturel. Les lixiviats seront traités efficacement en combinant un procédé microbiologique à un procédé chimique ou physique.

CONCLUSION

Le traitement des lixiviats de décharge ne peut pas être abordé de manière globale tant la nature de ces effluents est variable en fonction des déchets collectés et de la façon dont la décharge est exploitée.

Les procédés biologiques sont adaptés pour traiter des lixiviats qui proviennent d'une décharge ou d'une cellule de décharge nouvellement mise en service car les percolats ont une biodégradabilité importante. Les procédés physico-chimiques devront être mis en œuvre dans les autres cas. Le couplage de différentes techniques est intéressant pour traiter les lixiviats qui seront rejetés au milieu naturel.

***Arnauld-Amaury SILLET, Sébastien ROYER, Yves COQUE, et Olivier THOMAS**
Laboratoire Génie de l'environnement industriel, École des Mines d'Alès
6, Avenue de Clavières - 30319 Alès cedex France
email lgei@ema.fr

****Jacques BOURGOIS**
Centre SITE, École des Mines de Saint Étienne
158 cours Fauriel - 42023 Saint Étienne cedex 2 France

Bibliographie

Baig S., Coulomb I., Courant P., Liechti P., *Treatment of landfill leachates : Lapeyrouse and Starod case studies*, Ozone Science and Engineering, Vol. 21, No. 1, pp 1-22, 1999.

Beltran F.J., Encinar J.M., Gonzalez J.F., Industrial wastewater advanced oxidation. *Part 2 : ozone combined with hydrogen peroxide or UV radiation,* Water Research, Vol. 31, No.10, pp 2415-2428, 1997 (a).

Beltran F.J., Garcia-Arayra J.F., Alvarez P., *Impact of chemical oxidation on biological treatment of a primary municipal wastewater.* 1 Effects on COD and biodegradability, Ozone Science and Engineering, Vol. 19, No. 6, pp 475-512, 1997 (b).

Borzacconi L., Lopez I., Ohanian M., Vinas M., *Anaerobic-aerobic treatment of municipal solid waste leachate,* Environmental Technology, Vol. 20, No. 2, pp 211-217, 1999.

Clement B., Delolme C., Winiarski T., Bouvet Y., *The risks of contamination by leachates of fresh water ecosystems,* 4th International Landfill Symposium, October 1993, Cagliari, pp 1155-1166, 1993.

Clement B., Thomas O., *Application of ultraviolet spectrophotometry and gel permeation chromatography to the characterisation of landfill leachates,* Environmental Technology, Vol.16, No. 4, pp 367-377, 1995.

Coulomb-Vendeuvre I., Delineau T., Guezou J., *Effet des traitements sur la matière organique des lixiviats de décharge,* TSM, Vol. 93, No. 10, pp 109-117, 1998.

Delolme C., Jabob F., *Impact of liming of waste on landfill activity and leachate characteristics : a laboratory and field-scale approach,* Waste Management and Research, Vol.16, No. 2, pp 160-174, 1998.

Edeline F., *L'épuration des lixiviats de décharge,* Tribune de l'Eau, Vol. 46, No. 566, pp 57-65, 1993.

INCE N.H., *Light-enhanced chemical oxidation for tertiary treatment of municipal landfill leachate,* Water Environmental Research, Vol. 10, No. 6, pp 1161-1169, 1998.

Kamp B., Edeline F., *Amélioration du procédé par boues activées pour épurer un lixiviat de décharge d'ordures ménagères,* Tribune de l'Eau, Vol. 50-51, No. 590-591, pp 49-69, 1998.

Kusterer T., Willson R., Bruce S.C., Tissue E., Lau P.J., *Municipal landfill leachate management,* Environmental Progress, Vol. 17, No. 4, pp 278-284, 1998.

Mejbri R., Matejka G., Lafrance P., Mazet M., *Fractionnement et caractérisation de la matière organique des lixiviats de décharges d'ordures ménagères,* Revue des sciences de l'eau, Vol. 8, No. 2, pp 217-236, 1995.

Millot N., *Les lixiviats de décharge contrôlée, caractérisation analytique, étude des filières de traitement,* Thèse de doctorat es gestion et traitement des déchets, Université de Lyon, 1986.

Obbard J.P., Barr M.J., Robison H.D., Carville M.S., *Landfill leachate : characteristics and biological treatment in Hong Kong,* Resource and Environmental Biotechnology, Vol. 2, No. 3, pp 235-248, 1999.

Papadopoulos A., Fatta D., Loizidou M., *Treatment of stabilised landfill leachate by physico-chemical and bio-oxidation processes,* Journal of Environmental Science and Health, Vol.33, No. 4, pp 651-670, 1998.

Park S., Joe K.S., Han S.H., Kim H.S., *Characteristics of dissolved organic carbon in the leachate fron Moonam sanitary landfill,* Environmental Technology, Vol. 20, No. 4, pp 419-424, 1999 (a).

Park S., Joe K.S., Han S.H.,Eom T.Y., Kim H.S., *Characteristics and distribution of metallic elements in landfill leachates,* Environmental Technology, Vol. 20, No. 4, pp 443-448, 1999 (b).

Peters T., *Purification of landfill leachate with membrane filtration,* Filtration and Separation, Vol. 35, No. 1, pp 33-36, 1998.

Ross W.R., *Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates,* Water SA, Vol. 16, No. 4, pp 275-280, 1990.

Saba A., Pucci S., Raffaelli A., Salvadori P., *Studies of the composition of distillates from leachates by gas chromatography/mass spectrometry coupled to solid-phase microextraction,* Rapid Communications in Mass Spectrometry, Vol. 13, No. 10, pp 966-970, 1999.

Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaouen P., Maleriat J.P., Quemeneur F., *Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates : pilot-scale studies,* Environmental Technology, Vol. 20, pp 587-596, 1999.

Wagner G., Vasel J.-L., *Tests de lixiviation/percolation en colonnes sur ordures ménagères en vue de la caractérisation des lixiviats d'un centre d'enfouissement technique,* Tribune de l'Eau, No. 590/591, pp 35-48, 1997.

Welanden U., Henrysson T., *Physical and chemical treatment of nitrified leachate from a municipal landfill,* Environmental technology, Vol. 19, pp 591-599, 1998 (a).

Welanden U., Henrysson T., *Degradation of organic compounds in a municipal landfill leachate treated in a suspended-carrier biofilm process,* Water Environment Research, Vol. 70, No. 7, 1998 (b).