

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau



**MONETARISATION DES EXTERNALITES LIEES A LA
MISE EN DECHARGE : LE CAS DES IMPACTS LOCAUX
DES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DECHETS
MENAGERS ET ASSIMILES VERS LE SOL ET L'EAU**

**MONETARISATION OF THE EXTERNALITIES OF THE
LANDFILLING OF WASTE : THE CASE OF LOCAL
IMPACTS OF MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS TO
SOIL AND WATER**

Programme S3E
Rapport de fin de contrat

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Unité de Recherche
Hydrosystèmes et
bioprocédés
Cemagref Centre d'Antony
B.P. 44
92163 Antony
Jacques Méry
Ingénieur économiste
Tél. : 0140966041
Courriel :
Jacques.mery@cemagref.fr

Date : 21/02/2008

N° de contrat : CV05000048

Date du contrat : 24/08/2008

TABLE DES MATIERES

Remarques concernant ce document	4
Synthèse	5
Résumés	9
Rapport scientifique	10
Annexe : tirés à part des publications.....	46
Annexe : partie confidentielle	88

REMARQUES CONCERNANT CE DOCUMENT

- ❖ La mise en forme de ce rapport, hormis sa partie scientifique et les annexes, doit être respectée. Ce format imposé permettra au SRP une copie automatique vers d'autres documents à usage interne ou externe.
- ❖ Merci de limiter la taille de votre document à 5Mo.
- ❖ Votre rapport doit nous parvenir sous forme électronique sur CD ainsi que sous format papier en 5 exemplaires au moins pour le responsable du programme et en 1 exemplaire pour son animateur scientifique, en recto-verso, interligne simple, sans couverture plastique ni spirales. Des exemplaires supplémentaires, à la charge du ou des bénéficiaire(s), seront éventuellement demandés (art. 4 de la convention).
- ❖ Les versions électroniques des résumés et de la synthèse de votre rapport doivent impérativement nous parvenir sous format modifiable rtf afin de pouvoir être réutilisés pour valorisation ou publiés (après relecture de votre part), ainsi que sous format pdf (art. 4 de la convention).
- ❖ Les documents de ce rapport, en dehors de l'éventuelle partie confidentielle, serviront aussi bien pour l'évaluation du projet que pour la valorisation des résultats.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

SYNTHESE

(destinée aux utilisateurs et gestionnaires publics)

MONETARISATION DES EXTERNALITES LIEES A LA MISE EN DECHARGE : LE CAS DES IMPACTS LOCAUX DES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES VERS LE SOL ET L'EAU

SCIENCES ECONOMIQUES ET ENVIRONNEMENT

J. MERY (Cemagref, responsable scientifique du projet)

S. BAYER (FührungsAkademie der Bundeswehr)

L. MAZEAS (Cemagref)

N. TOUZE-FOLTZ (Cemagref)

En français

CONTEXTE GENERAL

Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés ont fait l'objet en France depuis les années 1990 de réglementations techniques ayant permis d'internaliser une grande partie des externalités liées aux fuites des lixiviats dans l'environnement (sols et nappes). Toutefois, des fuites résiduelles restent toujours possibles du fait des aléas de construction des barrières et de leurs sollicitations mécaniques, hydrauliques, thermiques et chimiques sur plusieurs décennies. Alors que pour les externalités liées à la pollution locale et globale de l'air, des évaluations de coûts externes environnementaux ont été entreprises, il y a très peu de travaux qui aient tenté une démarche d'évaluation monétarisée des risques (coût des dommages) pour ce qui concerne les fuites de lixiviat alors qu'il s'agit d'un des principaux risques environnementaux de ces installations.

OBJECTIFS GENERAUX DU PROJET

La présente étude contribue à combler cette lacune en se focalisant sur certains aspects encore peu analysés, comme la composition des lixiviats en micro-polluants, les transferts advectifs et diffusifs au sein de barrières comportant des géosynthétiques bentonitiques, et l'analyse économique de la qualité des barrières sur la qualité des eaux.

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE (ET EVENTUELLES DIFFICULTES RENCONTREES)

La démarche d'évaluation monétarisée des risques (coût des dommages) entreprise reprend l'approche déjà développée dans les projet européens ExternE (externalities of Energy) appelée "impact pathway" (analyse des voies d'exposition). Elle suppose une bonne connaissance de la source de pollution (composition chimique des lixiviats), des transferts dans l'environnement (lois physiques de transfert à travers les barrières et leurs paramètres associés) et la possibilité de traduire monétairement les impacts, obtenus ici sous forme d'une distribution temporelle des concentrations. Le manque de données sur les paramètres de transfert applicables à la fois aux géomembranes et aux géosynthétiques bentonitiques, matériaux pourtant de plus en plus utilisés dans les barrières d'étanchéité, a limité la possibilité de comparaison des scénarii technologiques à seulement deux polluants sur les dizaines susceptibles de causer des dommages environnementaux et sanitaires. Aussi, bien qu'une analyse complète aurait pu être déroulée pour le benzène sous réserve de résoudre d'autres problématiques d'ordre méthodologique relatives à l'économie de l'environnement (comme le choix entre la valeur de la vie statistique ou la valeur des années de vies perdues), il a semblé plus crédible et opérationnel de s'en tenir à une analyse économique mettant en relation la qualité des barrières et la qualité des eaux souterraines et traitant équitablement les générations futures.

RESULTATS OBTENUS

Une base de données sur la composition chimique des lixiviats, fondée sur la littérature et complétée par des données originales françaises, a été construite. Les composés trouvés sont les composés organiques volatiles (COV), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényléthers (PBDE), les alkylphénols, le bisphenol A, certains composés organométalliques comme les organo-arséniés et stanniques. Ils confirment la présence suspectée de micro-polluants susceptibles d'avoir un impact environnemental et sanitaire. Avec les hypothèses de calcul prises, la

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

modélisation des transferts a conduit à des valeurs de concentrations inférieures d'au moins un ordre de grandeur aux seuils de potabilité pour le benzène et le dichlorométhane. Le coût total des barrières (de construction et externe), avec une actualisation équitable entre générations, peut s'avérer plus faible en soignant leur mise en œuvre (malgré les surcoûts initiaux à la construction).

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS, REALISATIONS PRATIQUES, VALORISATION

- Implications pratiques : actualisation du guide du MEDAD sur l'équivalence des barrières, recommandations pour la mise en œuvre des barrières (y compris les géosynthétiques bentonitiques) dans les installations de stockage
- Recommandations et limites éventuelles : développer dans les recherches ultérieures la connaissance des paramètres de transfert et des VTR des substances d'intérêt mises en évidence par la base de données sur les lixiviats
- Réalisations pratiques et valorisation :

PARTENARIATS MIS EN PLACE, PROJETS, ENVISAGES

Le choix des sites pour les prélèvements de lixiviat s'est fait en collaboration avec la Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement qui regroupe notamment les exploitants d'installations de stockage.

Certaines analyses chimiques ont été réalisées par l'institut des sciences moléculaires (ISM / LPTC (UMR CNRS 5255)) de l'Université de Bordeaux I et par laboratoire de Chimie Analytique Bio-Inorganique et Environnement (UMR5034) de l'Université de Pau.

Le choix des substances d'intérêt s'est fait en collaboration avec l'INVS de façon informelle (deux réunions organisées avec Frédéric Dor, auteur de l'étude publiée en 2004 "Stockage des déchets et Santé Publique"), une collaboration plus structurée étant nécessaire en cas d'approfondissement de la présente recherche.

Les compétences mobilisées sur les géosynthétiques bentonitiques ont bénéficié des acquis d'autres actions de recherche financés en particulier par l'ADEME (LIXAR 1 et 2, thèse d'Armel Ganne au Cemagref).

L'analyse économique s'est faite en collaboration avec Stefan Bayer, professeur d'économie à la FührungsAkademie der Bundeswehr (Hambourg).

Le présent rapport reste de la seule responsabilité de ses auteurs.

POUR EN SAVOIR PLUS (QUELQUES REFERENCES)

Ganne A. et Mazéas L., 2008, Base de données Lixiviats

Ingénieries-EAT, 2006, numéro spécial Géosynthétiques

MEDAD, 2006, La monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets, synthèse du document de travail n°05-S03

MEDD, 2002, Guide de recommandations à l'usage des tiers-experts pour l'évaluation de «l'équivalence » en étanchéité passive de centre de stockage

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Méry J., 2005, Contribution à une gestion durable du risque environnemental du stockage des déchets ménagers et assimilés : l'évaluation du coût externe des fuites de lixiviat des décharges, Thèse de doctorat, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines

Touze-Foltz N., 2007, Mise en évidence des paramètres influents sur les transferts advectifs dans les étanchéités composites d'installations de stockage de déchets, Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Marne la Vallée

LISTE DES OPERATIONS DE VALORISATION ISSUES DU CONTRAT (ARTICLES DE VALORISATION, PARTICIPATIONS A DES COLLOQUES, ENSEIGNEMENT ET FORMATION, COMMUNICATION, EXPERTISES...)

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES	
Publications scientifiques parues	0
Publications scientifiques à paraître	0
Publications scientifiques prévues	3
COLLOQUES	
Participations passées à des colloques	0
Participations futures à des colloques	0
THESES	
Thèses passées	0
Thèses en cours	1 (financement Cemagref/ADEME)
ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION	
Articles de valorisation parus	0
Articles de valorisation à paraître	0
Articles de valorisation prévus	1
AUTRES ACTIONS VERS LES MEDIAS	
Actions vers les médias (interviews...) effectuées	0
Actions vers les médias prévues	0
ENSEIGNEMENT – FORMATION	
Enseignements/formations dispensés	0
Enseignements/formations prévus	0
EXPERTISES	
Expertises menées	0
Expertises en cours	0
Expertises prévues	0
METHODOLOGIES (GUIDES...)	
méthodologies produites	0
méthodologies en cours d'élaboration	2 (protocoles de mesure (thèse d'Armel Ganne); actualisation du guide sur l'équivalence des barrières)
méthodologies prévues	0
AUTRES	
Précisez...	0

RESUMES

En français

RESUME

La réglementation des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés impose des barrières d'étanchéité aux lixiviats, permettant ainsi une internalisation partielle des externalités environnementales. Il reste toutefois un débit de fuite dû aux sollicitations hydrauliques, mécaniques et chimiques des barrières. Pour quantifier ces externalités résiduelles, une évaluation monétarisée des risques a été entreprise à partir de données bibliographiques internationales et de données de terrain françaises originales sur la composition des lixiviats, en particulier en micro-polluants, en modélisant les transferts à travers les barrières par advection et diffusion, puis en faisant une analyse économique des impacts des concentrations ainsi calculées.

Les données originales sur la composition chimique des lixiviats confirment pour la première fois en France la présence de certains micro-polluants. La modélisation des transferts de deux de ces polluants a mis en évidence l'intérêt de certaines dispositions constructives des barrières. L'analyse économique des impacts montre qu'avec les hypothèses de calcul prises, les seuils actuels d'acceptabilité sanitaire et environnementale pour le benzène et le dichlorométhane peuvent être respectés à un coût raisonnable. On suggère enfin d'enrichir la notion purement technique d'équivalence des barrières par des considérations socio-économiques.

MOTS CLES

STOCKAGE, LIXIVIAT, EXTERNALITE, BARRIERE

In English

ABSTRACT

The technical rules of municipal solid waste landfills require liners against leachate, allowing a partial internalisation of the environmental externalities. Nevertheless, fugitive leachate flows remain due to hydraulic, mechanical and chemical stresses on liners. To quantify the remaining externalities, a monetarized risk evaluation was carried out from international bibliographical data and original French field data on leachate composition, especially the micro-pollutants, by modelling the advective and diffusive processes flow through liners, then by an economic analysis of the impacts of the computed concentrations.

The original data on leachate from French landfills confirm for the first time in France the presence of specific micro-pollutants. The modelling of the transfer of two specific pollutants shows the relevance of some specific engineering of liners. The economic analysis of damages shows that, owing to the assumptions made, the current threshold for benzene and methyl chloride concentrations for health and the environment can be respected at a reasonable cost. Finally, the purely technical concept of liner equivalence is suggested to be enriched by socioeconomic considerations.

KEY WORDS

LANDFILL, LEACHATE, EXTERNALITY, LINER

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

RAPPORT SCIENTIFIQUE

(Environ 30 pages, hors annexes)

MONETARISATION DES EXTERNALITES LIEES A LA MISE EN DECHARGE : LE CAS DES IMPACTS LOCAUX DES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES VERS LE SOL ET L'EAU

SCIENCES ECONOMIQUES ET ENVIRONNEMENT

J. MERY (Cemagref, responsable scientifique du projet)

S. BAYER (FührungsAkademie des Bundeswehr)

L. MAZEAS (Cemagref)

N. TOUZE-FOLTZ (Cemagref)

Première partie : analyse de la source (évaluation du potentiel polluant des lixiviats des installations de stockage de déchets non dangereux)

1. Introduction

L'objectif de cette partie du projet était de faire un état des lieux sur le potentiel polluant des lixiviats des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) en termes de micro-polluants. Pour cela une étude bibliographique a tout d'abord été menée afin de constituer une base de données regroupant l'ensemble des résultats d'analyse de micro-polluants ayant été retrouvés dans les lixiviats d'installation de stockage de déchets au niveau international. Aucune donnée n'ayant été retrouvée concernant les installations françaises, une campagne d'analyse a été menée sur les lixiviats de huit installations de stockage de déchets non dangereux situées en France.

2. Etude bibliographique : constitution d'une base de données

2.1 Description de la base

La base de données constituée sous access recense 33 publications et couvre une période allant de 1979 à 2006. Sont incluses des publications scientifiques internationales mais aussi des rapports d'études réalisés par des organismes officiels. La liste des publications et des rapports utilisés est donnée en annexe 1.

Ces publications portent sur :

- une centaine d'installations de stockage de déchets différentes ;
- **311** échantillons de lixiviats ;
- **402** composés organiques.

La base comporte des données concernant à la fois les installations de stockage de déchets non dangereux, dangereux et pratiquant le « codisposal ». En extrayant de la base uniquement les données relatives aux installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND), 184 composés sont retrouvés dans les 44 échantillons analysés (liste en annexe 2).

2.2 Composés à prendre en compte dans l'évaluation des risques des ISDND

Afin de sélectionner les substances pouvant présenter des risques il faut prendre en compte non seulement la toxicité de chaque composé mais également la quantité émise et leur comportement dans l'environnement. Il a ainsi été pris en compte pour chaque composé leurs propriétés toxicologiques par le biais des valeurs toxicologiques de référence (VTR), leurs concentrations et certaines données physico-chimiques traduisant leurs capacités à migrer dans les sols (Koc) et leur solubilité (Kow, solubilité).

En première approximation, il a été calculé pour les composés ayant une VTR à seuil le rapport entre la concentration maximale du polluant dans les lixiviats et la valeur toxicologique de référence afin d'estimer l'éloignement de la valeur source par rapport à la VTR. Ce facteur n'est en aucun cas un ratio de danger puisque nous ne prenons pas en compte

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

la dose d'exposition mais la concentration « source » dans le lixiviat. Ainsi, si la valeur absolue de ce rapport ne permet pas de quantifier le risque il reste valable pour comparer les substances entre elles. En effet, plus ce rapport est élevé, plus la substance présente des risques potentiels d'avoir un impact.

La figure 1 représente le logarithme du rapport de la concentration maximale retrouvée dans les lixiviats sur la valeur toxicologique de référence en fonction du logarithme de la solubilité.

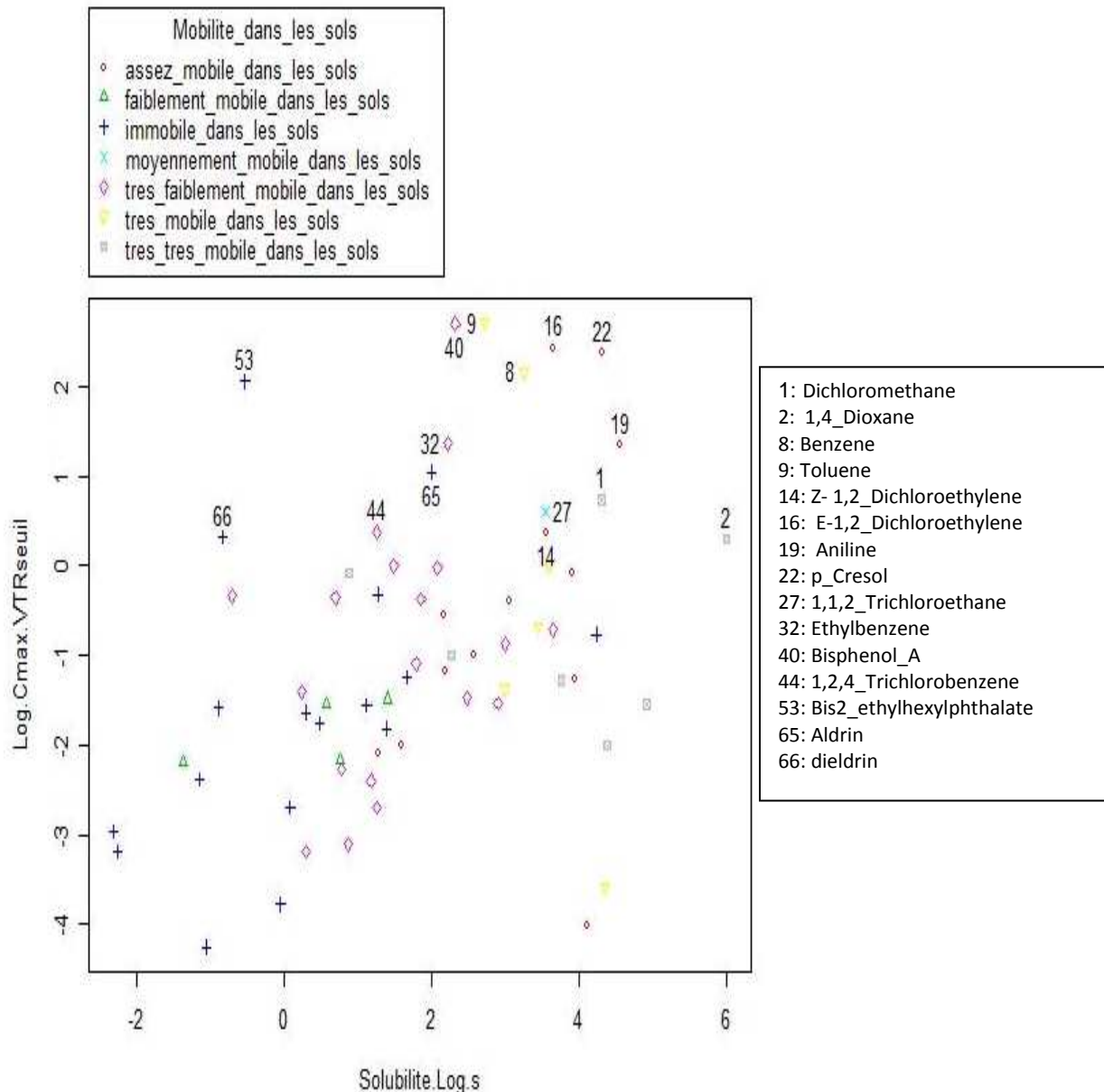


Figure 1 : Logarithme du rapport concentration maximale dans les lixiviats sur la VTR en fonction du logarithme de la solubilité. Un code couleur permet de classer des composés en fonction de leur mobilité dans les sols. Dans la légende figure tous les composés dont la concentration dans les lixiviats est supérieure à la VTR ($\log \text{conc}/\text{VTR} > 0$).

Les composés présentant le plus de risques d'avoir un impact ($\text{conc}/\text{VTR} > 10$) sont le p-cresol, le bisphenol A, le benzène, le toluène, le 1,2 dichloroéthylène, l'éthylbenzène, l'aniline et le bis(2-ethylhexyl)phtalate. Il est à noter cependant que si par exemple les concentrations du bis(2-ethylhexyl)phtalate retrouvées dans les lixiviats sont importantes par rapport à sa VTR, le fait qu'il soit immobile dans les sols et faiblement soluble minimise très fortement le risque

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

engendré par ce composé. Les composés très mobiles comme le benzène et le toluène sont par contre à étudier de près.

La même analyse dans le cas des installations pratiquant le co-disposal (figure 2) montre que dans ce cas beaucoup plus de polluants sont présents à des concentrations supérieures à leur VTR. Ce résultat illustre le fait que le mode de gestion des ISD peut influencer directement les impacts engendrés et justifie pleinement le fait qu'il soit nécessaire de travailler sur des données représentatives du mode de gestion du pays concerné.

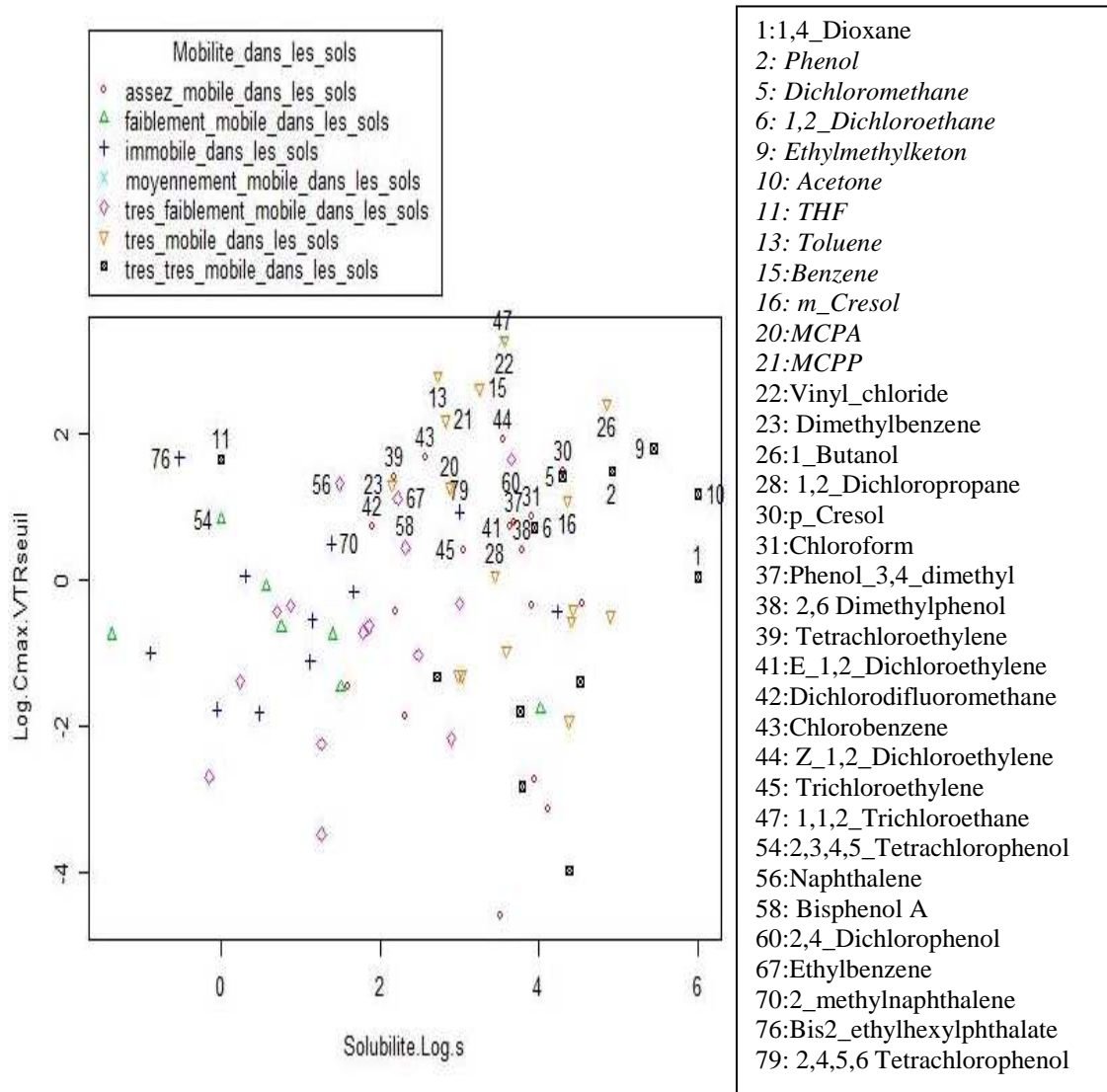


Figure 2 : Logarithme du rapport concentration maximale dans les lixiviats sur la VTR en fonction du logarithme de la solubilité pour les installations de stockage de déchets pratiquant le co-disposal. Un code couleur permet de classer des composés en fonction de leur mobilité dans les sols. Dans la légende figure tous les composés dont la concentration dans les lixiviats est supérieur à la VTR ($\log \text{conc}/\text{VTR} > 0$).

L'analyse précédente n'est valable que pour les composés ayant des VTR à seuil. Ainsi les composés cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques qui ont des VTR sans seuil ne sont pas pris en compte dans cette démarche. Le tableau présenté en annexe 3 regroupe l'ensemble des composés cancérigènes et/ou mutagènes et/ou toxiques pour la reproduction (CMR) retrouvés dans les lixiviats d'installation de stockage.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

3. Campagne d'analyse en France

3.1 Choix des sites

Dans le cadre de ce projet, des prélèvements de lixiviats ont été effectués en octobre 2006 sur huit sites français. Les ISDND sont toutes de classe 2 et ont été sélectionnées avec la Fédération Nationale des Activités de Dépollution et d'Environnement (FNADE) sur toute la France selon des critères d'âge et de type de déchets (industriels banals (DIB) ou ménagers (OM) (tableau 1)).

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8
Age de la décharge	< 5 ans	< 5 ans	> 5 ans	> 5 ans	< 5 ans	> 5 ans	> 5 ans	> 5 ans
Type de déchets	DIB ^a	OM ^b	OM	OM+DIB	OM+DIB	OM	DIB	OM+DIB

^a : déchets industriels banals; ^b : ordures ménagères

Tableau 1: Caractéristiques des sites retenus pour la campagne d'analyse.

3.2 Résultats d'analyse

En plus des paramètres globaux (annexe 4), un certain nombre de micro-polluants organiques et organométalliques ont été analysés.

3.2.1 Micro-polluants organiques

a) Protocoles analytiques

Les analyses des micro-polluants organiques ont été réalisées par le groupe de physico- et toxico-chimie de l'institut des sciences moléculaires (ISM / LPTC (UMR CNRS 5255)) de l'Université de Bordeaux I.

Les échantillons de lixiviat ont été filtrés sur filtres GFF à 0,7 µm (calcinés à 450°C pendant 6 heures) afin de séparer la phase dissoute et la phase particulaire. La phase dissoute a été conservée à 4 °C avant analyse et la phase particulaire a été conservée à -20°C avant lyophilisation et analyse. La liste des analyses effectuées est présentée dans le tableau 2.

Classe de composés	lixiviat brut	Lixiviat filtré	
		Phase dissoute	Phase particulaire
AKP		x	X
COV + BTEX	X		
HAP		x	X
OCP		x	X
PHARMA		x	
PHTA	X		
PCB		x	X
PBDE		x	X
STER		x	

Tableau 2 : liste des différentes analyses réalisées sur les lixiviats.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Les protocoles de préparation d'échantillon et les conditions d'analyse utilisés pour les différentes classes de composés sont respectivement présentés en annexe 5 et 6.

b) Résultats

► Substances pharmaceutiques

	S1 <i>dissout</i>	S2 <i>dissout</i>	S3 <i>dissout</i>	S4 <i>dissout</i>	S5 <i>dissout</i>	S6 <i>dissout</i>	S7 <i>dissout</i>	S8 <i>dissout</i>
Cafféine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Carbamazepine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Diazepam	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Amitriptyline	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Imipramine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Doxepine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nordiazepam	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 3 : résultats des dosages quantitatifs des substances pharmaceutiques, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse GC/MS mode SIM (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.L^{-1}).

► Stéroïdes

	S1 <i>dissout</i>	S2 <i>dissout</i>	S3 <i>dissout</i>	S4 <i>dissout</i>	S5 <i>dissout</i>	S6 <i>dissout</i>	S7 <i>dissout</i>	S8 <i>dissout</i>
Oestrone (E1)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
17 β -oestradiol (E2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Progestérone (Pg)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
17 α -éthynylœstradiol (EE2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mestranol (MeEE2)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Noréthindrone (No)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Lévonorgestrel (DN)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 4 : résultats des dosages quantitatifs des substances stéroïdiennes formes libres et conjuguées, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse GC/MS mode SIM (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.L^{-1}).

► Polychlorobiphényles (PCB)

	S1 <i>dissout</i>	S2 <i>dissout</i>	S3 <i>dissout</i>	S4 <i>dissout</i>	S5 <i>dissout</i>	S6 <i>dissout</i>	S7 <i>dissout</i>	S8 <i>dissout</i>
PCB 50+28	30	63	58	32	nd	22	22	87
PCB 52	74	110	201	104	64	61	93	146
PCB 101	50	59	105	82	nd	14	14	92
PCB 118	54	17	107	76	nd	nd	15	49
PCB 153	26	24	35	26	nd	11	10	33
PCB 138	12	nd	41	39	nd	nd	nd	32
PCB 180	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	246	273	547	359	64	108	154	439

Tableau 5 : résultats des dosages quantitatifs des polychlorobiphényles, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction MO et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.L^{-1}).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

	S1 part	S2 part	S3 Part	S4 part	S5 part	S6 part	S7 part	S8 part
PCB 50+28	19	34	73	23	19	34	53	75
PCB 52	130	78	284	81	88	145	112	152
PCB 101	142	206	702	542	270	296	97	382
PCB 118	99	220	583	583	243	228	44	441
PCB 153	58	163	430	416	173	172	32	333
PCB 138	62	211	578	531	220	228	31	592
PCB 180	11	52	136	83	36	93	7	143
TOTAL	521	963	2787	2258	1049	1195	377	2118

Tableau 6 : résultats des dosages quantitatifs des polychlorobiphényles, exprimés en ng.g^{-1} particules, pour les analyses effectuées sur la phase particulaire : extraction MO et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 1 ng.g^{-1}).

► Pesticides organochlorés

	S1 dissout	S2 dissout	S3 dissout	S4 dissout	S5 dissout	S6 dissout	S7 dissout	S8 dissout
Aldrin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cis-chlordane	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dieldrin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2,4'DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2,4'DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4,4' DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4,4'DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2,4'DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4,4'DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Gamma-HCH	33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Heptachlor	nd	31	nd	nd	nd	nd	nd	48
Heptachlore-epoxide	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Hexachlorobenzene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Trans-nonachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	33	31	-	-	-	-	-	48

Tableau 7 : résultats des dosages quantitatifs des pesticides organochlorés, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 30 ng.L^{-1}).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>
Aldrin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cis-chlordane	nd	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Dieldrin	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2,4'DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2,4'DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4,4' DDE	11	15	33	19	12	28	4	20
4,4'DDD	nd	3	nd	nd	nd	nd	1	1
2,4'DDT	4	9	15	11	5	8	2	21
4,4'DDT	nd	nd	45	49	15	19	4	43
Gamma-HCH	31	3	23	7	18	13	20	2
Heptachlor	nd	15	8	nd	nd	5	nd	48
Heptachlore-epoxide	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Hexachlorobenzene	3	7	2	1	1	5	2	1
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Trans-nonachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	49	54	127	87	50	79	33	136

Tableau 8 : résultats des dosages quantitatifs des pesticides organochlorés, exprimés en ng.g^{-1} particules, pour les analyses effectuées sur la phase particulaire : extraction SPE et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 1 ng.g^{-1}).

► Polybromodiphénylethers (PBDE)

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>	<i>dissout</i>
PBDE 47	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PBDE 119	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PBDE 99	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PBDE 153	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TOTAL	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 9 : résultats des dosages quantitatifs des polycbromodiphénylethers, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 100 ng.L^{-1}).

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>	<i>part</i>
PBDE 47	nd	2846	89	72	nd	135	nd	218
PBDE 119	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PBDE 99	nd	4926	106	88	nd	218	nd	371
PBDE 153	nd	701	42	18	nd	86	nd	147
TOTAL	-	8473	237	178	-	439	-	736

Tableau 10 : résultats des dosages quantitatifs des polycbromodiphénylethers, exprimés en ng.g^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase particulaire : extraction MO et analyse GC/ECD (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.g^{-1}).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

► Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
	dissout	dissout	dissout	dissout	dissout	dissout	dissout	dissout
Naphtalène	287	1402	458	1204	evap	1345	321	2866
Acenaphène	nd	18	nd	nd	nd	nd	Nd	nd
Acénaphtylène	44	922	155	66	nd	91	13	602
Fluorène	26	835	227	97	nd	168	35	926
Phénanthrène	89	1810	706	256	22	220	60	1464
Antracène	nd	257	41	20	nd	24	Nd	208
Fluoranthène	24	1106	436	86	nd	103	Nd	742
Pyrène	29	774	342	135	nd	91	Nd	539
Benzo(a)Anthracène	nd	89	46	15	nd	14	Nd	113
Chrysene + Triphénylène	nd	184	91	23	nd	28	Nd	130
Benzo(b,j,k)fluoranthène	nd	66	41	nd	nd	nd	Nd	69
Benzo(e)pyrène	nd	46	nd	nd	nd	nd	Nd	27
Benzo(a)pyrène	nd	15	nd	nd	nd	nd	Nd	18
Pérylène	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd
Dibenzo(a,h)+(a,c)anthracène	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd
Benzo(g,h,i)pérylène	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd
TOTAL	499	7525	2545	698	22	740	109	4838

Tableau 11 : résultats des dosages quantitatifs des hydrocarbures aromatiques polycycliques, exprimés en ng.L^{-1} lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse GC/MS mode SIM (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.L^{-1} ; evap : perte par évaporation).

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
	part	part	part	part	part	part	part	part
Naphtalène	85	39	175	evap	49	939	evap	370
Acenaphène	nd	nd	nd	nd	39	nd	nd	nd
Acénaphtylène	48	62	170	19	112	821	38	1055
Fluorène	167	120	106	39	162	177	100	233
Phénanthrène	448	443	470	180	433	570	426	784
Antracène	73	57	37	12	32	52	35	101
Fluoranthène	332	523	757	320	340	679	235	588
Pyrène	119	377	537	251	497	516	129	53
Benzo(a)Anthracène	26	232	231	62	55	162	48	544
Chrysene + Triphénylène	33	296	292	82	140	254	73	562
Benzo(b,j,k)fluoranthène	169	325	312	117	191	187	122	885
Benzo(e)pyrène	18	132	141	53	77	95	38	332
Benzo(a)pyrène	35	101	87	66	68	79	31	332
Pérylène	nd	68	39	nd	19	22	nd	68
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	13	104	83	13	90	112	43	254
Dibenzo(a,h)+(a,c)anthracène	nd	29	27	nd	18	nd	11	87
Benzo(g,h,i)pérylène	24	99	109	91	75	95	39	261
TOTAL	1590	3006	3573	1310	2347	3821	1390	6139

Tableau 12 : résultats des dosages quantitatifs des hydrocarbures aromatiques polycycliques, exprimés en ng.g^{-1} particules (nd : inférieur à la limite de détection, 10 ng.g^{-1} evap : perte par évaporation).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

► Alkylphénols

	S1 <i>diss</i>	S2 <i>diss</i>	S3 <i>diss</i>	S4 <i>diss</i>	S5 <i>diss</i>	S6 <i>diss</i>	S7 <i>diss</i>	S8 <i>diss</i>
4-Nonylphénol	4	3	9	7	4	4	2	12
4-ter-Octylphénol	0,2	1,1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Acide Nonylphénoxyacétique	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Bisphénol A	3	32	25	20	32	221	3	25
4-Nonylphénol monoéthoxylé	1	1	2	3	0,6	0,7	1	1
4-Nonylphénol diéthoxylé	6	1	163	0,4	0,5	0,3	0,5	0,5
TOTAL	14	38	199	30	37	226	7	39

Tableau 13 : résultats des dosages quantitatifs des alkylphénols, exprimés en $\mu\text{g.L}^{-1}$ lixiviat, pour les analyses effectuées sur la phase dissoute : extraction SPE et analyse LC/MS SIM (nd : inférieur à la limite de détection, $0,1\mu\text{g.L}^{-1}$).

	S1 <i>part</i>	S2 <i>part</i>	S3 <i>part</i>	S4 <i>part</i>	S5 <i>part</i>	S6 <i>part</i>	S7 <i>Part</i>	S8 <i>part</i>
4-Nonylphénol	13	13	59	24	14	44	2	126
4-ter-Octylphénol	nd	5	8	3	3	5	nd	9
Acide Nonylphénoxyacétique	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Bisphénol A	1	302	82	91	12	1168	3	811
4-Nonylphénol monoéthoxylé	3	5	5	3	1	11	nd	19
4-Nonylphénol diéthoxylé	1	nd	nd	nd	nd	3	3	2
TOTAL	190	325	154	121	30	1231	8	967

Tableau 14 : résultats des dosages quantitatifs des alkylphénols, exprimés en $\mu\text{g.g}^{-1}$ particules, pour les analyses effectuées sur la phase particulaire : extraction MO et SPE, analyse LC/MS (nd : inférieur à la limite de détection, $1\mu\text{g.g}^{-1}$).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

► Composés organiques volatils (COV)

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Chlorobenzene	1	2	2	2	2	7	3	2
1,2 Dichlorobenzene	nd	nd	nd	1	nd	4	2	6
1,3 Dichlorobenzene	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
1,4 Dichlorobenzene	nd	30	4	9	3	2	nd	14
Ethylbenzene	3	19	14	5	14	40	19	30
Isopropylbenzene	7	8	7	7	7	7	8	8
4-Isopropyltoluene	nd	24	9	23	3	4	7	199
Naphtalène	nd	6	1	3	nd	6	1	9
Styrene	1	4	2	2	3	3	13	3
Tetrachloroethene	nd	nd	nd	nd	2	nd	3	2
Toluene	4	71	12	11	278	63	402	71
1,2,3 Trichlorobenzene	1	1	1	1	1	1	1	1
1,2,4 Trichlorobenzene	1	1	1	1	1	1	1	1
1,1,1 Trichloroethane	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
1,1,2 Trichloroethane	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Trichloroethene	nd	nd	nd	nd	3	nd	19	nd
1,2,4 Trimethylbenzene	2	5	7	6	2	6	5	7
1,3,5 Trimethylbenzene	1	3	2	2	1	3	3	3
p-Xylene + m-xylene	2	14	20	9	19	25	30	23
o-Xylene	2	13	19	12	17	25	22	21
TOTAL	23	202	101	93	354	194	538	401

Tableau 15 : résultats des dosages semi-quantitatif (ng.mL^{-1} eau) des COV et BTEX pour les analyses effectuées sur les échantillons bruts de lixiviat: extraction SPME fibre PDMS 100 μm , immersion dans la phase gazeuse, analyse GC/MS mode SIM (nd : inférieur à la limite de détection, 1 ng.mL^{-1}).

► Phthalates

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Benzoic acid-benzyl ester	0,03	0,05	0,5	0,1	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, benzylbutyl ester	nd	0,04	nd	nd	nd	nd	0,6	0,02
Phthalic acid, bis-amyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-2-n-butoxyethyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-butyl ester (i)	0,2	0,03	0,07	0,09	0,09	0,1	2	0,07
Phthalic acid, bis-cyclohexyl ester	0,03	nd	0,02	0,02	nd	nd	0,01	0,02
Phthalic acid, bis-2-ethoxyethyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-ethyl ester (i)	nd	2	0,7	nd	nd	nd	67	0,7
Phthalic acid, bis-2-ethylhexyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-hexyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-iso-butyl ester (i)	1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,7	4	0,2
Phthalic acid, bis-methylglycol ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-4-2-pentyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-nonyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Phthalic acid, bis-1-octyl ester	0,1	7	2	0,4	0,02	2	0,02	2
Phthalic acid, hexyl-2-ethylhexyl ester	nd	nd	nd	nd	nd	Nd	nd	nd
TOTAL	1,3	9,3	3,6	0,9	0,4	2,8	73,6	3

Tableau 16 : résultats des dosages semi-quantitatif (ng.mL^{-1} lixiviat) des phthalates pour les analyses effectuées sur les échantillons bruts de lixiviat: extraction SPME fibre PDMS 100 μm , immersion dans la dissoute, analyse GC/MS mode SIM SIM (nd : inférieur à la limite de détection, $0,01 \text{ ng.mL}^{-1}$; i interférence blanc fibre SPME).

La plupart des familles de micro-polluants organiques analysés ont été retrouvées dans les lixiviats à l'exception des substances pharmaceutiques et stéroïdes. Une très grande hétérogénéité des résultats est observée entre les différents échantillons. Aucune différence

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

très significative n'est observée en fonction de l'âge et du type de déchet. Ces résultats illustrent également l'importance d'effectuer les dosages à la fois sur la phase dissoute et particulaire pour les substances hydrophobes telles que les HAP, les pesticides, les PCB, les PBDE et les alkylphenols. En effet, alors que par exemple les PBDE ne sont pas retrouvés dans la phase dissoute ils sont présents en quantité non négligeable dans la phase particulaire.

3.2.2 Micro-polluants métalliques

Les analyses de micropolluants métalliques ont été réalisées par le laboratoire de Chimie Analytique Bio-Inorganique et Environnement (UMR5034) de l'Université de Pau. Les métaux totaux (annexe 7) ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma induit (ICP-MS) et spectrométrie d'émission atomique à plasma induit (ICP-AES). La spéciation de l'arsenic a été réalisée par couplage chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse à plasma induit (HPLC-ICP-MS). La spéciation de l'étain a été réalisée par couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie à plasma induit (GC-ICP-MS). Les protocoles développés spécifiquement pour la spéciation de l'arsenic et de l'étain dans les lixiviats ont été publiés récemment (Ponthieu et al., 2007; Pinel-Raffaitin et al., 2007)

► Spéciation de l'Arsenic

	LQ	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
As (III)	0,05	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,45 ± 0,01	3,9 ± 0,3	< LQ	0,25 ± 0,04	0,96 ± 0,01	1,02 ± 0,04
MMA	0,05	0,71 ± 0,08	11 ± 1	28,8 ± 0,4	81,7 ± 0,3	0,56 ± 0,01	82 ± 3	0,23 ± 0,01	79 ± 1
AS (V)	0,05	5 ± 2	2,75 ± 0,08	45 ± 1	165 ± 10	< LQ	46 ± 2	1,4 ± 0,2	209 ± 4
DMA	0,1	2,3 ± 0,1	136 ± 13	3,7 ± 0,2	115 ± 3	5,9 ± 0,8	38,5 ± 0,8	9,6 ± 0,8	89 ± 8
AsB	0,1	< LQ	< LQ	< LQ	1,4 ± 0,2	2,65 ± 0,07	< LQ	0,65 ± 0,01	< LQ
∑ espèces d'arsenic		8 ± 2	150 ± 13	78 ± 1	367 ± 10	9,1 ± 0,8	167 ± 4	12,8 ± 0,8	378 ± 9
% identifiées		54	76	46	50	50	87	28	84
As total		14,9 ± 0,6	197 ± 2	170 ± 3	738 ± 18	18,2 ± 0,8	192 ± 2	46 ± 1	452 ± 2

Tableau 17 : résultats des dosages quantitatifs des différentes espèces d'arsenic (As (III) : Arsenic (III), MMA : Monométhylarsenic, AS (V) : Arsenic (V), DMA : Diméthylarsenic, AsB : Arsénobétaine) exprimés en $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Incertitude exprimée avec un intervalle de confiance à 95% sur la base de deux répliques. LQ : Limite de quantification en $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

► Spéciation de l'étain

	LQ	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
MMT	0,3	< LQ	< LQ	4,4 ± 0,8	< LQ	0,478 ± 0,001	< LQ	0,4 ± 0,1	4,4 ± 0,8
DMT	0,5	< LQ	< LQ	5,9 ± 2,5	6,9 ± 1,1	< LQ	< LQ	< LQ	0,84 ± 0,02
TMT	3	6,8 ± 2,3	246,6 ± 7,9	53,2 ± 17,2	69,3 ± 10,8	< LQ	3,6 ± 1,7	< LQ	15,45 ± 0,03
DET	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TET	0,2	< LQ	23,6 ± 1,9	8,8 ± 2,3	4,9 ± 0,8	nd	< LQ	< LQ	1,9 ± 0,1
MBT	1	3,49 ± 0,02	198 ± 19	19,7 ± 8,1	54 ± 8	1,19 ± 0,05	4,6 ± 1,8	< LQ	6,3 ± 0,2
DBT	0,4	0,9 ± 0,5	29,1 ± 2,3	3,9 ± 1,5	9,3 ± 3,2	< LQ	2,4 ± 0,8	< LQ	1,4 ± 0,2
TBT	0,2	< LQ	6,4 ± 4,9	1,9 ± 1,7	1,3 ± 0,1	< LQ	< LQ	< LQ	0,3 ± 0,1
∑ espèces d'étain		12,01 ± 3,62	504,1 ± 36,4	98,6 ± 34,1	146,4 ± 23,9	2,3 ± 0,3	11,6 ± 4,5	1,1 ± 0,4	27,5 ± 0,7
% identifiées		16,3	36,8	31,1	54,8		86		18,3
Sn total		74 ± 2	1371 ± 21	317 ± 19	267 ± 2	< 3 (LQ)	13,5 ± 0,5	< 3 (LQ)	150 ± 25

Tableau 18 : résultats des dosages quantitatifs des différentes espèces d'étain (MMT : monométhylétain, DMT : diméthylétain, TMT : triméthylétain, DET : diéthylétain, TET : triéthylétain, MBT : monobutylétain, DBT : dibutylétain, TBT : tributylétain) exprimés en $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Incertitudes exprimées avec un intervalle de confiance à 95% sur la base de deux répliques. LQ : Limite de quantification en $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Ces résultats, très innovants puisqu'à notre connaissance c'est la première fois que ces composés ont été analysés dans les lixiviats d'ISD, montrent que la spéciation de l'arsenic et de l'étain est très différente dans les échantillons analysés. **Il est ainsi important de connaître la répartition des différentes espèces sous lesquelles se retrouve le métal étudié car elles ne présentent pas la même toxicité.** Il est également à noter que pour certains échantillons les espèces retrouvées ne représentent qu'un faible pourcentage de la concentration totale du métal. **Des espèces inconnues de l'arsenic et de l'étain sont donc présentes dans les lixiviats.**

3.3 Analyse des résultats

A partir des résultats d'analyse des lixiviats des installations de stockage françaises la même démarche que celle appliquée à l'ensemble de la base de données a été mise en œuvre afin d'identifier les composés à prendre en compte prioritairement dans les études d'analyse de risque des ISDND.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

La figure 3 représente le logarithme du rapport conc/VTR en fonction du logarithme de la solubilité. Dans les trois types d'installation de stockage (OM, DIB et OM+DIB) pour le toluène le logarithme du rapport conc /VTR est supérieur à 0. Ce composé se retrouve donc à des concentrations supérieures à sa VTR dans les trois types ISDND étudiés. La même situation est observée pour le bisphenol A mais uniquement dans les installations contenant un mélange OM + DIB. L'heptachlore époxide est également retrouvé à une concentration supérieur à sa valeur toxicologique de référence dans un lixiviat d'installation contenant uniquement des OM.

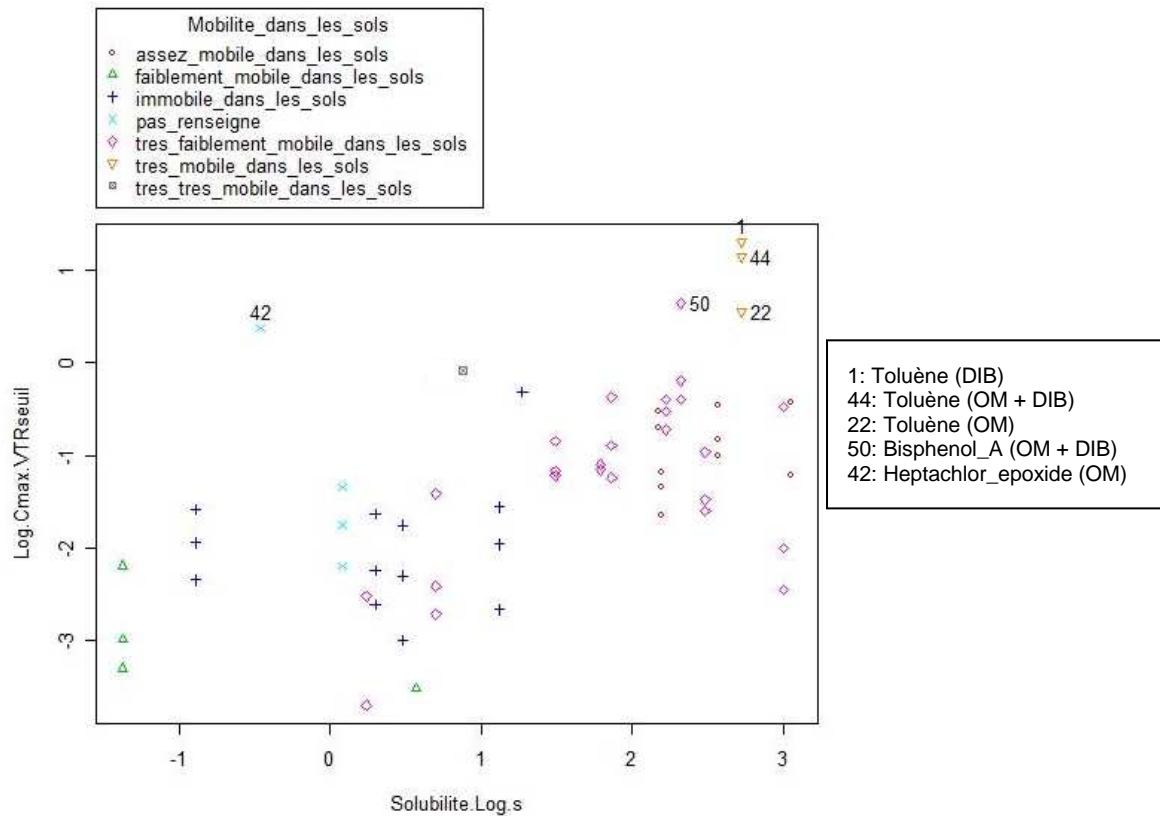


Figure 3 : Logarithme du rapport concentration maximale dans les lixiviats sur la VTR en fonction du logarithme de la solubilité. Un code couleur permet de classer des composés en fonction de leur mobilité dans les sols. Dans la légende figure tous les composés dont la concentration dans les lixiviats est supérieure à la VTR ($\log \text{conc}/\text{VTR} > 0$).

L'analyse précédente n'est valable que pour les composés ayant des VTR à seuil. Ainsi les composés cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques qui ont des VTR sans seuil ne sont pas pris en compte dans cette démarche. Le tableau 19 regroupe l'ensemble des composés cancérigènes et/ou mutagènes et/ou toxiques pour la reproduction (CMR) retrouvés dans les lixiviats des installations de stockage analysés lors de la campagne d'analyse.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Composé	Classification CMR	Fréquence de repérage (%)
Dibutyl phthalate	REPRO 2 / REPRO 3	100
Bisphenol A	REPRO 3	100
Toluène	REPRO 3	100
Benzène	CARC1/MUTA2	100
Dichlorométhane	CARC 3	100
p-dichlorobenzène	CARC3	75
Benz[a]anthracène	CARC 2	62,5
Butyl benzyl phtalate	REPRO 2 / REPRO 3	37,5
Trichloroéthylène	CARC 2/ MUTA 3	37,5
Tetrachloroéthylène	CARC 3	37,5
Benzo[e]pyrène	CARC 2	25
Benzo[a]pyrène	CARC 2/ MUTA 2/ REPRO 2	25
Heptachlor epoxide	CARC3	12,5
Heptachlor	CARC 3	12,5

Tableau 19 : liste des composés cancérogènes et/ou mutagènes et/ou toxiques pour la reproduction (CMR) retrouvés dans les lixiviats des installations de stockage analysés lors de la campagne d'analyse.

4. Conclusion

Ce projet à tout d'abord permis de constituer une base de données sous Access concernant la présence de micro-polluants organiques et organométalliques dans les lixiviats d'installation de stockage de déchets. Le fait qu'en plus des concentrations retrouvées dans les lixiviats un certain nombre de propriétés telles que les valeurs toxicologique de référence, la solubilité, les Kow, Koc aient également été incluses dans la base de données en fait un outil très performant permettant une analyse multi-critères utile pour le choix des polluants à prendre en compte dans l'analyse des risques des installations de stockage de déchets.

Ce projet a également permis de générer les premières données concernant la présence de micropolluants organiques et organométalliques dans les lixiviats d'ISDND en France. Elles viennent donc combler en partie ce manque qui avait été très clairement identifié par les auteurs du rapport « stockage des déchets et santé publique » (INVS, 2004). Il est cependant à noter qu'il serait important d'analyser d'autres échantillons et d'étendre la liste des composés analysés afin de générer des données plus représentatives du parc des installations françaises.

L'analyse des données de la base et des résultats de la campagne d'analyse a permis d'identifier un certain nombre de composés à prendre en compte en priorité dans les études de risques soit parce qu'ils sont présents à des concentrations importantes lorsqu'on les compare à leur valeur toxicologique de référence soit parce qu'ils sont classés CMR. C'est donc sur ces composés qu'il est important de concentrer les travaux de recherche notamment en ce qui concerne la détermination des coefficients de diffusion à travers les barrières d'étanchéité des ISD. Il ne faut cependant pas conclure de cette étude que l'ensemble des composés ainsi sélectionnés posent des problèmes sanitaires. Seule une analyse des risques complète une fois que les différentes données manquantes seront disponibles permettra de conclure quant à leurs impacts.

Deuxième partie : Analyse des transferts (quantification des transferts dans les barrières d'étanchéité composites)

1. Introduction

L'objectif de cette partie est de présenter la méthodologie utilisée pour la quantification des transferts de polluants dans les étanchéités composites. Après une présentation des configurations géométriques étudiées, on présente la problématique des défauts dans les géomembranes des étanchéités composites des fonds d'installations de stockage de déchets. On présente ensuite les paramètres de transfert pris en compte dans la géomembrane, l'argile, la couche d'atténuation et le géosynthétique bentonitique. On présente alors l'outil de simulation numérique utilisé, le logiciel Pollute avant de donner les résultats obtenus pour le benzène et le dichlorométhane en termes d'évolution temporelle de la concentration de ces polluants à l'aval hydraulique de la barrière d'étanchéité composite, dans l'aquifère. Les solutions analytiques utilisées pour les défauts circulaires et longitudinaux qui sont pris en compte pour quantifier les transferts advectifs dans les étanchéités composites à partir desquels on évalue la vitesse d'infiltration dans la barrière de sécurité passive sont présentées en annexe

2. Contexte réglementaire

Les structures d'étanchéité-drainage mises en place dans les installations de stockage de déchets (ISD) sont destinées à assurer la protection des sols et des eaux souterraines contre la pollution engendrée par les lixiviats issus de la percolation des eaux de pluie à travers les déchets domestiques et industriels. La réglementation française impose à travers l'arrêté du 9 septembre 1997 (code permanent environnement et nuisances, 1997) relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, modifié le 19 janvier 2006, que les dispositifs d'étanchéité de fond d'installations de stockage de déchets soient formés d'une barrière de sécurité passive surmontée d'une barrière de sécurité active. La barrière de sécurité passive est normalement constituée par le substratum du site qui doit présenter, de haut en bas, une conductivité hydraulique inférieure à 10^{-9} m.s⁻¹ sur au moins un mètre et inférieure à 10^{-6} m.s⁻¹ sur au moins cinq mètres. La barrière de sécurité active comprend une géomembrane surmontée d'une couche drainante qui assure le drainage et la collecte des lixiviats et évite ainsi la sollicitation hydraulique de la barrière de sécurité passive. Bien que le concept donné par la réglementation française tende à découpler la géomembrane de la barrière argileuse compactée, ces deux éléments de l'étanchéité interagissent fortement d'un point de vue hydraulique comme nous le verrons dans la suite. C'est pourquoi nous utiliserons le terme d'étanchéité composite, constituée par l'association de ces deux éléments de l'étanchéité, dans la suite de ce document.

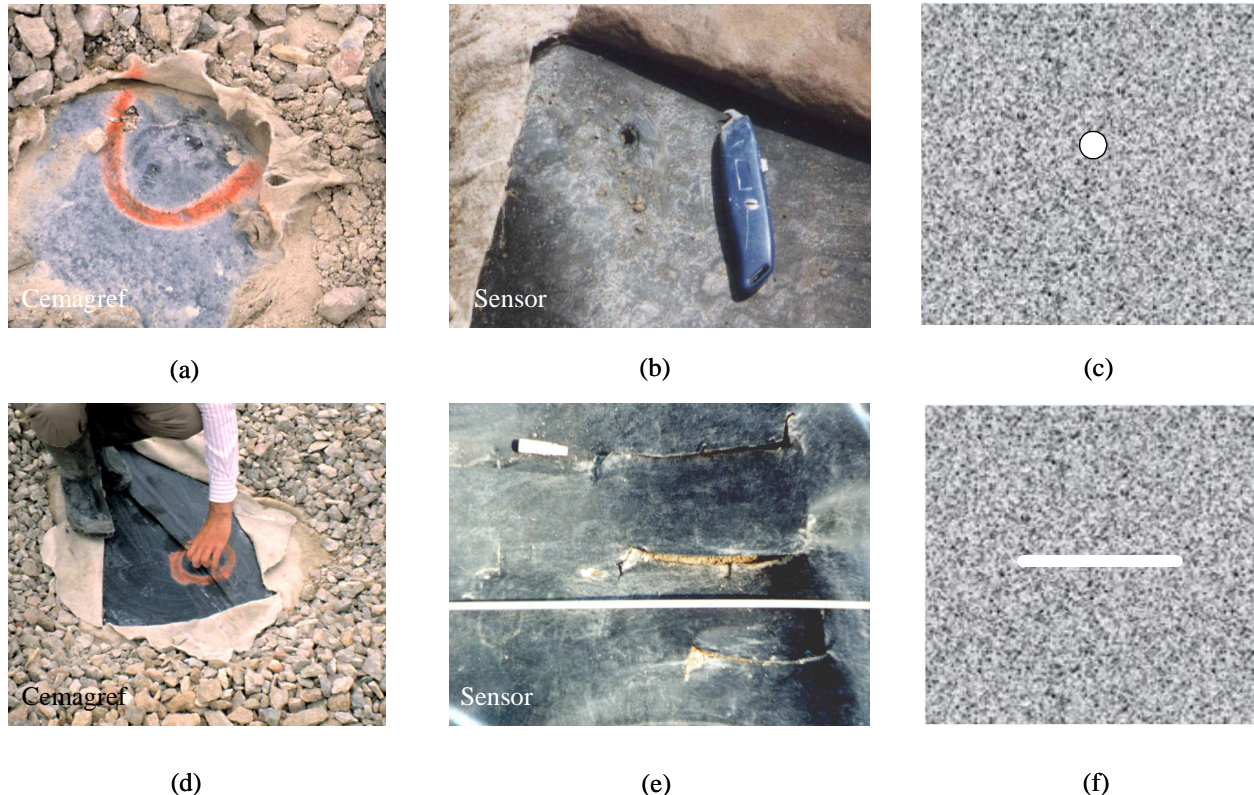
Lorsque la conductivité hydraulique du substratum ne répond pas aux exigences réglementaires mentionnées précédemment, des mesures compensatrices peuvent être proposées pour assurer un niveau de protection équivalent. **Deux barrières d'étanchéité passive sont considérées comme étant équivalentes lorsqu'elles assurent un même niveau de protection en termes d'impact potentiel du site de stockage sur une ressource en eau souterraine** (MEDD, 2002). Parmi les mesures compensatrices proposées relativement à la constitution de la barrière passive, le recours à un géosynthétique bentonitique (GSB) est une

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

solution courante. En effet le GSB peut utilement renforcer les couches en matériaux argileux naturels, voire s'y substituer sur une certaine épaisseur (MEDD, 2002). Un géosynthétique bentonitique est défini comme un produit manufacturé, en forme de nappe, constitué d'un assemblage de matériaux comportant au moins de la bentonite assurant la fonction étanchéité et un géosynthétique, utilisé dans le domaine de la géotechnique et du Génie Civil. Les géosynthétiques bentonitiques les plus couramment utilisés sont des géotextiles bentonitiques (GTB), qui contiennent de la bentonite encapsulée entre deux géotextiles.

3. Défauts dans la géomembrane

Le recours aux étanchéités composites géomembrane – argile ou géomembrane – géotextile bentonitique n'apporte pas cependant une solution parfaite aux problèmes de protection des sols et des aquifères. En effet, les différentes substances contenues dans les lixiviats peuvent s'écouler à travers cette étanchéité composite, soit sous l'action de gradients de concentration – ce sont les transferts diffusifs – soit sous l'action de gradients de charge hydraulique – ce sont les transferts advectifs. Les transferts advectifs sont liés à l'existence de **défauts dans la géomembrane**, situés soit au niveau des soudures entre les géomembranes, soit dans les lés eux-mêmes. On désigne sous le terme défaut une non continuité de la géomembrane entraînant un transfert advectif entre ses deux faces, quelle qu'en soit l'origine (soudure défectueuse ou origine mécanique) (Touze-Foltz, 2001). Ces défauts représentent pour les lixiviats des passages préférentiels d'écoulement. Alors que les transferts diffusifs à travers les géomembranes intéresseront majoritairement les composés organiques, tous les composés organiques et inorganiques qui transitent par advection dans les défauts de la géomembrane vont se retrouver à la surface de l'étanchéité minérale et pouvoir la traverser.



(d) (e) (f)
Figure 1 : (a) et (b) exemples de défauts circulaires, (c) conceptualisation des défauts circulaires, (d) et (e) défauts longitudinaux et (f) conceptualisation d'un défaut longitudinal.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Les densités de défauts relevées dans la littérature sont variables. Nous avons dressé (Giroud & Touze-Foltz, 2003) à partir d'une discussion impliquant des experts les caractéristiques suivantes pour les défauts : (1) Il est généralement admis que la densité de défauts à l'issue de l'installation de la géomembrane est comprise entre 1 et 5 défauts à l'hectare, (2) ces défauts sont généralement de petite dimension et leur nombre est d'autant moins élevé que la surface de l'étanchéité est grande, (3) les nombres moyens de défauts générés par la mise en place de la couche drainante granulaire varient dans une large proportion, de 0 à 20 par hectare, en fonction du soin apporté pendant la mise en place de la couche drainante et du géotextile antipoinçonnant utilisé pour protéger la géomembrane, (4) ces derniers défauts peuvent être (et sont souvent) de grande dimension. En se basant sur ces observations, nous avons établi (Touze-Foltz & Giroud, 2003 ; Giroud & Touze-Foltz, 2005) une classification des défauts comprenant les deux catégories suivantes :

- ↳ des défauts circulaires dans des zones où la géomembrane ne présente pas de plis ;
- ↳ des défauts longitudinaux qui peuvent être soit des fentes liées à des coupures de grande dimension dans la géomembrane ou à l'absence de soudure sur une certaine longueur, soit des plis présentant un endommagement.

4.Présentation des hypothèses retenues pour la quantification des transferts

4.1Géométrie de l'installation de stockage de déchets

Les dimensions retenues de l'installation de stockage sont de 200m×200m. Deux épaisseurs de déchets égales à 15 et 30m ont été adoptées. La densité des déchets est égale à 0,8. L'épaisseur de l'aquifère adoptée est égale à 30m. On a vérifié sur différents calculs qu'une réduction d'un facteur 10 de l'épaisseur de l'aquifère conduisait à une augmentation d'un facteur 10 des concentrations dans l'aquifère par le principe de dilution. La porosité de l'aquifère est égale à 0,3. On a également vérifié qu'une augmentation de la vitesse de l'eau dans l'aquifère conduisait à une diminution des concentrations dans les mêmes proportions, par dilution. Par conséquent une seule vitesse dans l'aquifère égale à $5 \times 10^{-7} \text{ms}^{-1}$ a été adoptée.

4.2 Géométrie des étanchéités composites retenues

Trois types d'étanchéités composites différentes ont été étudiées. Les différences se situent au niveau de la composition de la barrière de sécurité passive. Dans tous les cas la barrière de sécurité passive est surmontée d'une géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD) de 2mm d'épaisseur.

Dans le premier cas de figure nous nous sommes intéressés à la barrière réglementaire, constituée de haut en bas, d'une couche d'argile de conductivité hydraulique inférieure à 10^{-9}m.s^{-1} et d'un mètre d'épaisseur et d'une couche d'atténuation de conductivité hydraulique inférieure à 10^{-6}m.s^{-1} et de cinq mètres d'épaisseur. Cette configuration sera dénommée géomembrane-argile dans la suite.

Le code de calcul Pollute ne permettant pas d'étudier des barrières passives comportant trois couches de matériaux différents les deux autres configurations, qui incorporent un GSB contiennent soit une couche d'argile de 1m d'épaisseur, ce sera la configuration GMB-GBS-argile, soit une couche de fondation de 5,99m d'épaisseur l'objectif étant dans ce dernier cas de figure de reconstituer une barrière de même épaisseur que la barrière réglementaire. Cette dernière configuration sera dénommée GMB-GBS-atténuation.

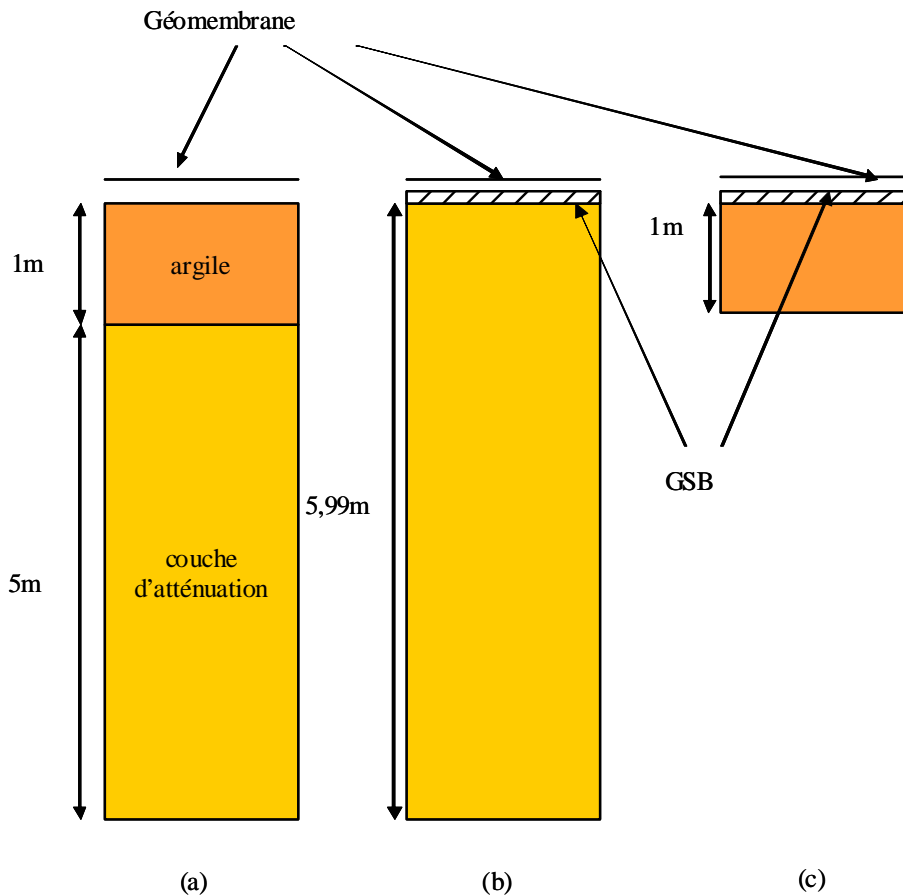


Figure 2 : présentation des trois types d'étanchéités composites étudiées

4.3 Conditions de contact pour les étanchéités composites géomembrane – argile

Giroud *et al.* (1989) et Giroud (1997) ont défini les bonnes et les mauvaises conditions de contact de manière qualitative de la façon suivante :

- ↳ les mauvaises conditions de contact correspondent à une géomembrane installée avec un certain nombre de plis et/ou placée sur un sol de faible conductivité hydraulique qui n'a pas été compacté avec soin et dont la surface n'est pas lisse ;
- ↳ les bonnes conditions de contact correspondent à une géomembrane installée avec aussi peu de plis que possible sur un sol de faible conductivité hydraulique convenablement compacté et qui présente une surface lisse. De plus, une contrainte mécanique suffisante est appliquée pour maintenir la géomembrane en contact avec le sol de faible conductivité hydraulique.

Différents auteurs ont cherché à quantifier ces relations qualitatives. Brown *et al.* (1987) ont formulé l'hypothèse que la conductivité hydraulique du sol et la transmissivité d'interface sont liées. Ils ont en effet constaté que plus la taille des particules du sol est petite, plus sa conductivité hydraulique et la rugosité de sa surface sont faibles, et plus l'épaisseur de l'interface est petite. En se basant sur ce principe, Rowe (1998) a proposé des relations empiriques liant la conductivité hydraulique du sol à la transmissivité d'interface pour les bonnes et les mauvaises conditions de contact que nous avons simplifiées (Touze-Foltz & Giroud, 2003) et qui sont données par les équations 1 et 2 respectivement :

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

$$\log T = -1,3564 + 0,7155 \log k_L \quad (1)$$

$$\log T = -0,5618 + 0,7155 \log k_L \quad (2)$$

avec T la transmissivité d'interface et k_L la conductivité hydraulique de l'étanchéité minérale au contact de la géomembrane. Ces deux relations ont été obtenues par Rowe (1998) en comparant les solutions analytiques développées pour un défaut circulaire et l'équation empirique donnée par Giroud (1997) pour des rayons de défauts compris entre 10^{-3} et $5,64 \times 10^{-3}$ m, des épaisseurs de sol comprises entre 6×10^{-1} et 1,2 m, des conductivités hydrauliques de sol comprises entre 10^{-10} et 10^{-8}ms^{-1} , et une charge hydraulique égale à 3×10^{-1} m. Par conséquent, la définition des conditions de contact étant basée sur une comparaison entre les solutions analytiques et les équations empiriques existantes la méthodologie présentée dans la suite ne permettra pas de développer réellement des équations empiriques pour des petits défauts circulaires mais seulement d'effectuer une vérification de la validité de la méthodologie utilisée.

Nous avons défini une condition de contact représentative des étanchéités composites géomembrane – géotextile bentonitique (Touze-Foltz & Barroso, 2006) à partir de résultats expérimentaux sous une forme similaire :

$$\log T = -2,2322 + 0,7155 \log k_L \quad (3)$$

Paramètres géométriques et hydrauliques adoptés

Nous avons adopté une densité de défauts égale à 20 par hectare.

Trois répartitions de défauts ont été envisagées :

- ↪ 20 défauts circulaires de diamètre égal à 2 mm ; cette configuration constitue le cas de figure dans lequel les débits de fuite sont les plus faibles ; cette répartition sera dénommée dans la suite défauts circulaires ;
- ↪ une répartition de défauts comportant 14 défauts circulaires de 2 mm de diamètre, 5 défauts longitudinaux de 2 mm de large et 0,1 m de long et un pli endommagé de 0,3 m de large et 10 m de long ; cette répartition conduit à des débits de fuite intermédiaires ; cette configuration sera dénommée dans la suite répartition petits défauts ;
- ↪ une répartition de défauts comportant 14 défauts circulaires de 2 mm de diamètre, 5 défauts longitudinaux de 2 cm de large et 0,3 m de long et un pli endommagé de 0,6 m de large et 30 m de long ; cette répartition conduit à des débits de fuite maximaux dans l'étanchéité composite. et sera dénommée dans la suite répartition grands défauts ;

En ce qui concerne les paramètres hydrauliques les hypothèses sont les suivantes :

- ↪ la charge hydraulique est égale à 0,3 m ou 1 m ; cette dernière valeur de la charge hydraulique peut représenter la configuration où la couche drainante subit un colmatage et ne permet plus de maintenir la charge hydraulique à la valeur réglementaire de 0,3 m.
- ↪ une conductivité hydraulique de l'étanchéité minérale égale à 10^{-9}m.s^{-1} ;
- ↪ une conductivité hydraulique de la couche d'atténuation égale à 10^{-6}m.s^{-1} ;
- ↪ une conductivité hydraulique du géosynthétique bentonitique égale $2 \times 10^{-10} \text{m.s}^{-1}$; cette valeur est représentative de celles qui peuvent être obtenues pour des géosynthétiques bentonitiques en contact avec des lixiviats d'installations de stockage de déchets ;

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

- ↳ une épaisseur de l'étanchéité minérale égale à 1m et l'absence de géosynthétique bentonitique et à 1m dans le cas où un géosynthétique bentonitique est utilisé en renforcement de barrière passive ;
- une épaisseur de la couche d'atténuation égale à 5m dans le cas où elle est surmontée par une couche d'argile d'un mètre et d'épaisseur égale à 5,99m dans le cas de l'utilisation d'un géosynthétique bentonitique seul ; ceci permet de disposer dans ces deux cas de figure d'une épaisseur totale de barrière égale à 6m ;
- ↳ une épaisseur de géosynthétique bentonitique égale à 10^{-2} m.

4.4 Autres paramètres

La proportion de benzène retenue dans le déchet est égale à 0,014mg/kg tandis que celle du dichlorométhane est égale à 2,3 mg/kg (Rowe & Brachman, 2004). La concentration adoptée pour le benzène est égale à 129 μ g/l et celle du dichlorométhane de 2453 μ g/l. ces valeurs correspondent aux moyennes obtenues à partir des données issues de la base de données élaborée sur les lixiviats.

5. Présentation du logiciel Pollute

Le code de calcul Pollute (Rowe and Booker, 1994) est un logiciel qui permet de résoudre l'équation d'advection-dispersion à une dimension pour un système multicouches, de dimension finie ou infinie. Il permet le calcul de concentrations à des temps et profondeurs dans le sol déterminés par l'utilisateur. Le nombre de couches de sol différentes est limité à deux dans le cas où le sol est surmonté par une géomembrane. La géomembrane peut présenter des endommagements. Deux modes de prise en compte des défauts dans la géomembrane existent. Dans le premier cas de figure l'utilisateur spécifie le nombre de défauts (uniquement circulaires) dans la géomembrane. Dans le second cas, celui que nous avons retenu, l'utilisateur donner une vitesse d'infiltration. Celle-ci correspond à la moyenne obtenue en divisant le débit de fuite lié à l'existence de défauts dans la géomembrane par la surface de l'installation de stockage de déchets considérée. C'est cette dernière solution que nous avons retenue de manière à pouvoir simuler l'impact de défauts de différentes formes dans la géomembrane. Les transferts advectifs liés à l'existence de ces défauts ont été quantifiés à l'aide des équations présentées en annexe 8.

Le logiciel Pollute permet également de prendre en compte une concentration de contaminant évolutive au niveau de l'installation de stockage de déchets. L'option que nous avons retenue a consisté à utiliser la quantité d'un contaminant donné à l'intérieur de l'installation de stockage de déchets, qui diminue au cours du temps au fur et à mesure que le contaminant passe au travers de la barrière. L'instant initial pour la simulation correspond à la fin du remplissage de l'installation de stockage de déchets. On suppose que l'intégralité du contaminant contenu dans la masse de déchets est disponible pour le transport. Cette hypothèse est maximisante. **Cette option nous a contraints à n'étudier que le benzène et le dichlorométhane qui sont les seuls contaminants pour lesquels nous disposons de l'information relative à la masse de contaminant dans le déchet.** Nous devons donc de ce fait limiter le cadre de l'étude. Si nous avons retenu l'option d'une concentration constante dans l'installation de stockage de déchets nous aurions été limités à l'étude du benzène, du dichlorométhane, du chloroforme, de l'éthylbenzène, du trichloréthylène et du toluène qui sont les seuls contaminants pour lesquels les paramètres de transfert dans les géosynthétiques bentonitiques ont été quantifiés à ce jour (Rowe et al, 2005). Ce point met en évidence les besoins de recherche qui doivent encore être fournis pour la quantification de ce paramètre pour d'autres micropolluants organiques majeurs. Notre approche est cohérente avec les approches de quantification des transferts de

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

micropolluants dans les barrières qui ne font état que du transfert du benzène et du dichlorométhane (Rowe, 1998; Rowe & Brachman, 2004). Pollute permet d'intégrer le phénomène de sorption, aussi bien sur la géomembrane que sur les matériaux poreux. L'équation résolue est la suivante :

$$n \frac{\partial C}{\partial t} = n \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - nv \frac{\partial C}{\partial z} - \rho K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (12)$$

avec n la porosité du sol, C la concentration, t le temps, z la profondeur, ρ la densité sèche du sol, K_d le coefficient d'absorption pour le sol, ou de partition pour la géomembrane, nv la vitesse de Darcy.

A noter que cette équation n'intègre pas de termes de dégradation des polluants dans le sol. La solution obtenue est donc de ce point de vue maximisante.

Le tableau 1 synthétise les valeurs des paramètres adoptés pour le benzène et le dichlorométhane.

Paramètre	Géomembrane	Argile	Couche d'atténuation	Géosynthétique bentonitique
Conductivité hydraulique (m/s)	Sans objet	10^{-9}	10^{-6}	2×10^{-10}
Porosité	Sans objet	0,4‡	0,3‡	0,7‡
Dichlorométhane				
Coefficient de diffusion (m/an)	2×10^{-5}	0,02‡	0,022‡	9×10^{-3} ‡
Coefficient de partition/sorption (m ³ /kg)	0,006	0‡	0‡	0‡
Benzène				
Coefficient de diffusion (m/an)	$1,1 \times 10^{-5}$	0,02	0,022	$1,26 \times 10^{-2}$ ‡
Coefficient de partition/sorption (m ³ /kg)	0,03	0‡	0‡	0,0044‡

‡Rowe & Brachman (2004)

Tableau 1. Présentation des paramètres de transfert adoptés pour les différents matériaux d'étanchéité

6. Quantification des transferts advectifs

Le tableau 2 présente les vitesses de Darcy ou vitesses d'infiltration obtenues pour les différentes étanchéités composites testées, pour des charges hydrauliques de 0,3 et 1m, pour les différentes répartitions de défauts et les différentes conditions de contact.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Charge hydraulique (m)	répartition de défauts	condition de contact	type d'étanchéité	Vitesse de Darcy (m/an)
0,3	défauts circulaires	BCC	GMB-argile	$3,3 \times 10^{-4}$
		MCC		$1,8 \times 10^{-3}$
	répartition petits défauts	BCC		$9,3 \times 10^{-4}$
		MCC		$3,27 \times 10^{-3}$
	répartition grands défauts	BCC		$2,43 \times 10^{-3}$
		MCC		$6,95 \times 10^{-3}$
1	défauts circulaires	BCC	GMB-argile	10^{-3}
		MCC		$5,5 \times 10^{-3}$
	répartition petits défauts	BCC		$2,1 \times 10^{-3}$
		MCC		$8,4 \times 10^{-3}$
	répartition grands défauts	BCC		$4,8 \times 10^{-3}$
		MCC		$1,58 \times 10^{-2}$
0,3m	défauts circulaires	GMB-GSB	GMB-GSB-argile	$4,41 \times 10^{-5}$
	répartition petits défauts			$1,38 \times 10^{-4}$
	répartition grands défauts			$3,79 \times 10^{-4}$
1m	défauts circulaires		GMB-GSB-argile	$1,35 \times 10^{-4}$
	répartition petits défauts			$3,28 \times 10^{-4}$
	répartition grands défauts			$8,14 \times 10^{-4}$
0,3m	défauts circulaires		GMB-GSB-atténuation	$7,04 \times 10^{-5}$
	répartition petits défauts			$1,92 \times 10^{-4}$
	répartition grands défauts			$8,88 \times 10^{-3}$

Tableau 2 : Synthèse des différentes vitesses de Darcy pour les configurations géométriques et hydrauliques étudiées.

A travers ce tableau on observe que la vitesse d'infiltration augmente quasi-proportionnellement à la charge hydraulique, d'où l'importance de limiter au maximum cette charge. De plus, on constate que c'est dans le cas de la présence d'un GSB sur une couche d'argile que les transferts advectifs sont les plus faibles. Ce résultat est logique puisque c'est dans ce cas de figure que la conductivité hydraulique de la barrière de sécurité passive est la plus faible, compte-tenu des propriétés respectives des différents matériaux. La mise en œuvre d'un GSB dans les configurations testées réduit d'un facteur 5 à 10 les vitesses de Darcy par rapport à la configuration réglementaire avec argile, même dans les bonnes conditions de contact.

7. Quantification des transferts de micropolluants

7.1 Influence de la constitution de la barrière passive

Les figures 5 à 7 représentent pour les trois types d'étanchéités composites considérées l'évolution temporelle des concentrations en benzène à la base de l'étanchéité composite. La situation de départ est identique dans les trois configurations en termes de concentration et de hauteur de déchets. On constate que l'étanchéité composite géomembrane-GSB-argile est celle pour laquelle les concentrations sont les plus élevées. Ainsi, le GSB malgré ses performances aussi bien en termes hydrauliques qu'en termes de coefficient de diffusion ne permet pas nécessairement de réduire les transferts. Ces résultats mettent par contre en lumière la meilleure performance du GSB que de l'argile à épaisseur de barrière passive

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

identique, c'est-à-dire lorsque le GSB est positionné sur une couche d'atténuation de 5,99m d'épaisseur. Ainsi dans ce cas de figure, même si la performance hydraulique de la couche d'atténuation est moindre que celle de la barrière argileuse, le renforcement par le GSB permet d'améliorer les performances de la barrière par rapport à la configuration réglementaire. Cette illustration met bien en exergue l'importance de la couche d'atténuation et surtout de son épaisseur dans un objectif de réduction des transferts dans les étanchéités composites.

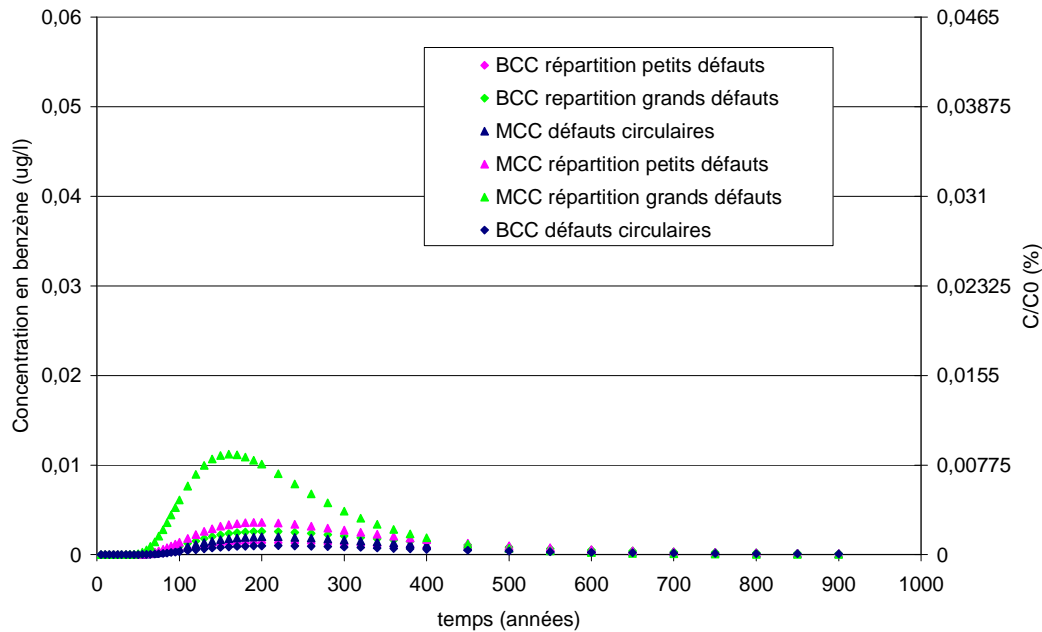


Figure 2. Concentrations en benzène dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-argile, une charge hydraulique de 0,3m et une épaisseur de déchets égale à 15m

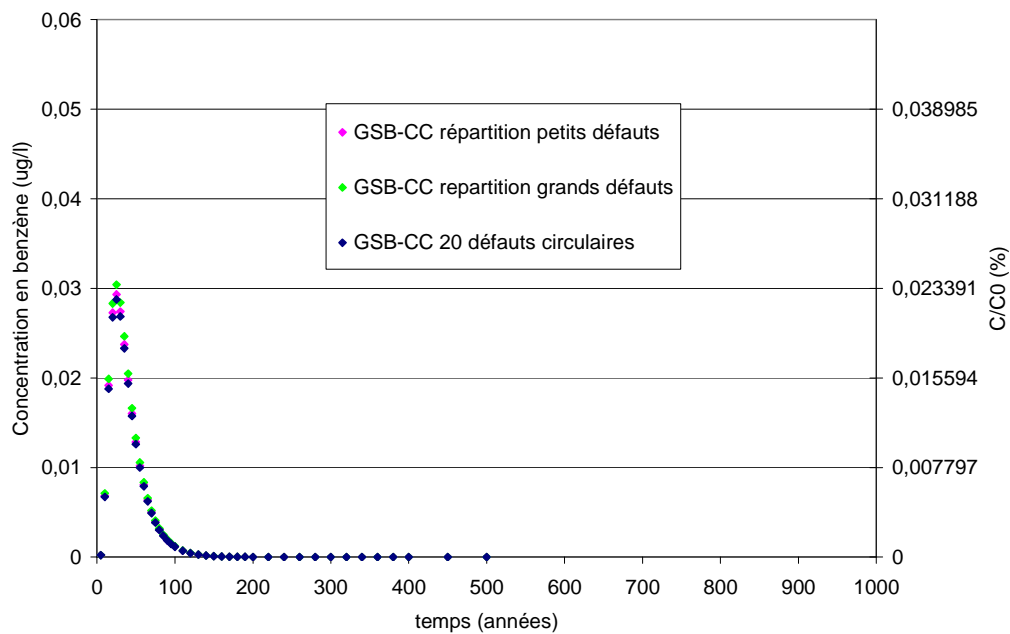


Figure 3. Concentrations en benzène dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-GSB-argile, une charge hydraulique de 0,3m et une épaisseur de déchets égale à 15m

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

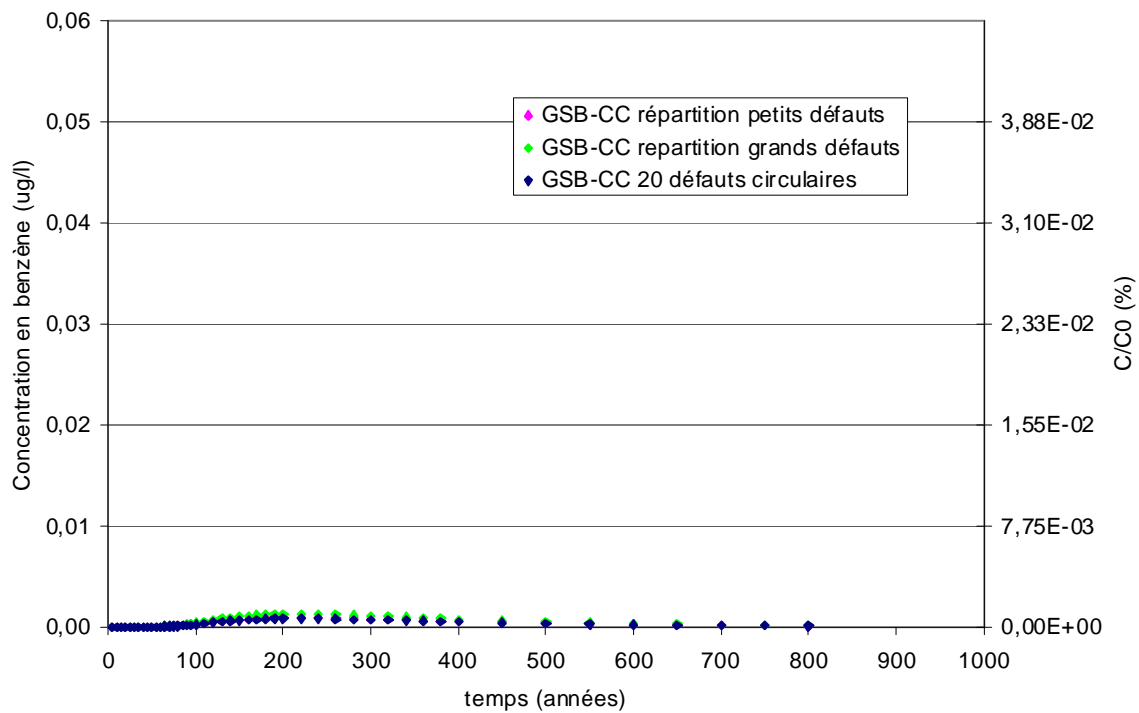


Figure 4. Concentrations en benzène dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-GSB-atténuation, une charge hydraulique de 0,3m et une épaisseur de déchets égale à 15m

5.1.2 Influence de la charge hydraulique

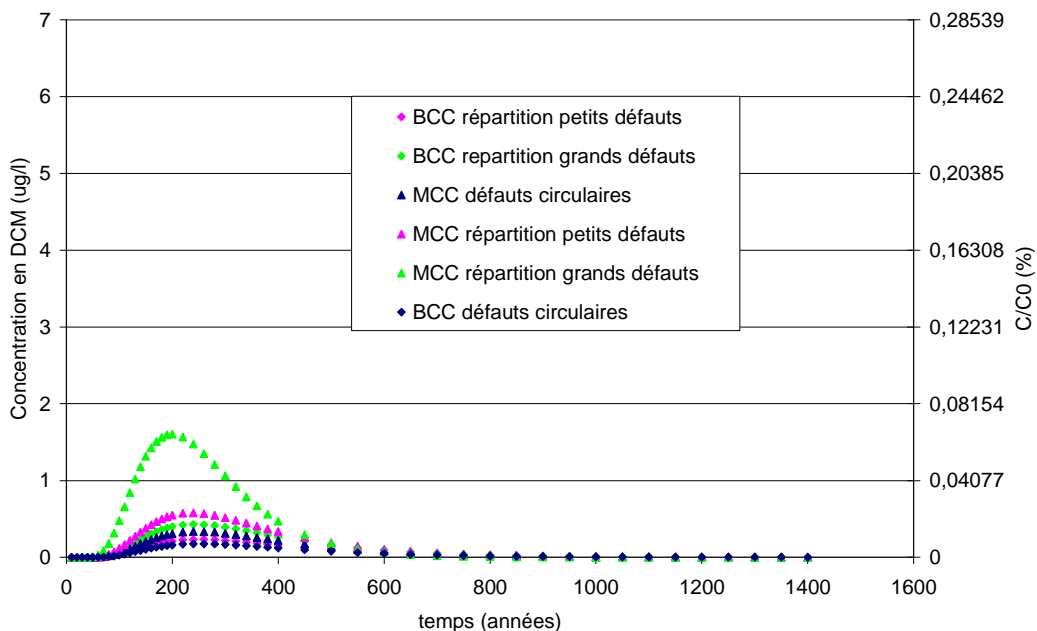


Figure 5. Concentrations en dichlorométhane dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-argile, une charge hydraulique de 0,3m et une épaisseur de déchets égale à 15m

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

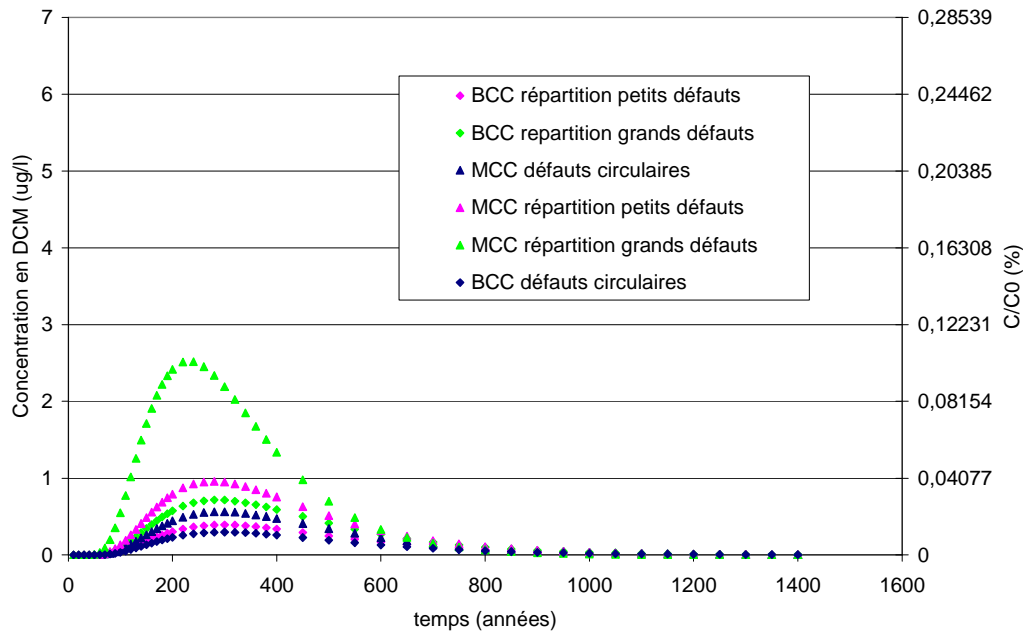


Figure 6. Concentrations en dichlorométhane dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-argile, une charge hydraulique de 1m et une épaisseur de déchets égale à 15m

Les figures 8 et 9 permettent d'illustrer dans le cas du dichlorométhane l'impact de la charge hydraulique sur les concentrations dans l'aquifère. On constate, en lien avec l'augmentation de la vitesse de Darcy avec la charge hydraulique une augmentation de l'intensité de la concentration dans l'aquifère toutes choses égales par ailleurs. Pour autant on ne retrouve pas le rapport de proportionnalité que l'on peut observer sur la vitesse. On ne note pas sous l'influence de la charge hydraulique d'évolution temporelle du pic de concentration obtenu dans l'aquifère.

7.2 Influence de la condition de contact et de la répartition de défauts

L'influence de la condition de contact pour les étanchéités composites géomembrane-argile peut être discutée à partir des figures précédentes. On observe que dans le cas des mauvaises conditions de contact les concentrations obtenues sont plus fortes. Ce résultat peut être lié directement à l'obtention de vitesses de Darcy plus importantes pour les mauvaises que pour les bonnes conditions de contact. Pour ce qui concerne l'influence de la répartition des défauts, on constate également très logiquement que les concentrations les plus fortes sont obtenues pour la répartition de grands défauts correspondant là encore, à condition de contact donnée à la vitesse de Darcy la plus grande. **Dans le cas d'une conjonction des mauvaises conditions de contact avec la répartition de grands défauts on obtient une courbe représentative de la concentration en fonction du temps qui se détache très nettement des autres courbes et correspond aux concentrations maximales obtenues dans l'aquifère pour les différentes configurations géométriques étudiées.** On observe sur les différentes courbes un léger décalage temporel (environ un demi-siècle). En effet, plus les concentrations au pic sont élevées, plus le temps d'atteinte de ce pic semble être court. Ce phénomène peut sans doute s'expliquer par l'obtention de vitesses de Darcy plus élevées qui facilite la propagation des contaminants.

7.3 Influence de l'épaisseur de la couche de déchets

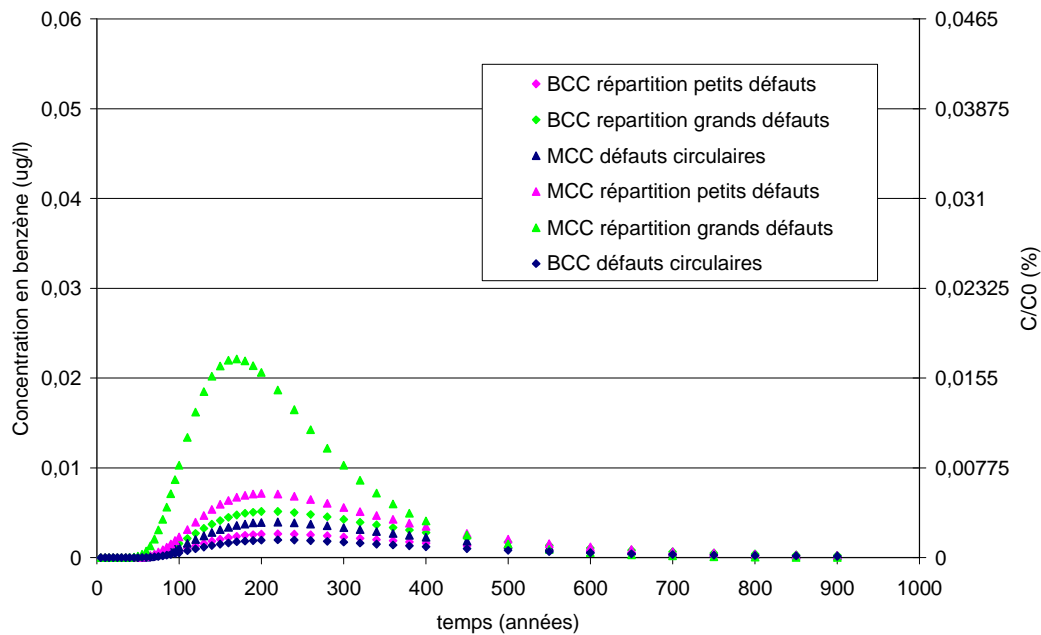


Figure 7. Concentrations en benzène dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-argile, une charge hydraulique de 0,3m et une épaisseur de déchets égale à 30m

La comparaison des figures 5 et 11 nous renseigne sur l'influence de l'épaisseur de la couche de déchets, donc de la masse initiale de benzène contenue dans l'installation de stockage de déchets sur l'évolution temporelle de la concentration. On observe une quasi proportionnalité entre l'épaisseur de la couche de déchets et la concentration au pic même si les équations ne sont pas strictement linéaires. On n'observe pas de décalage temporel significatif du pic. On peut considérer que l'augmentation de la concentration du facteur correspondant à l'augmentation de la couche de déchets donne une bonne approximation de la concentration au pic dans la gamme d'épaisseurs de déchets testés. Cette vérification serait à étendre pour des épaisseurs de déchets plus importantes.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

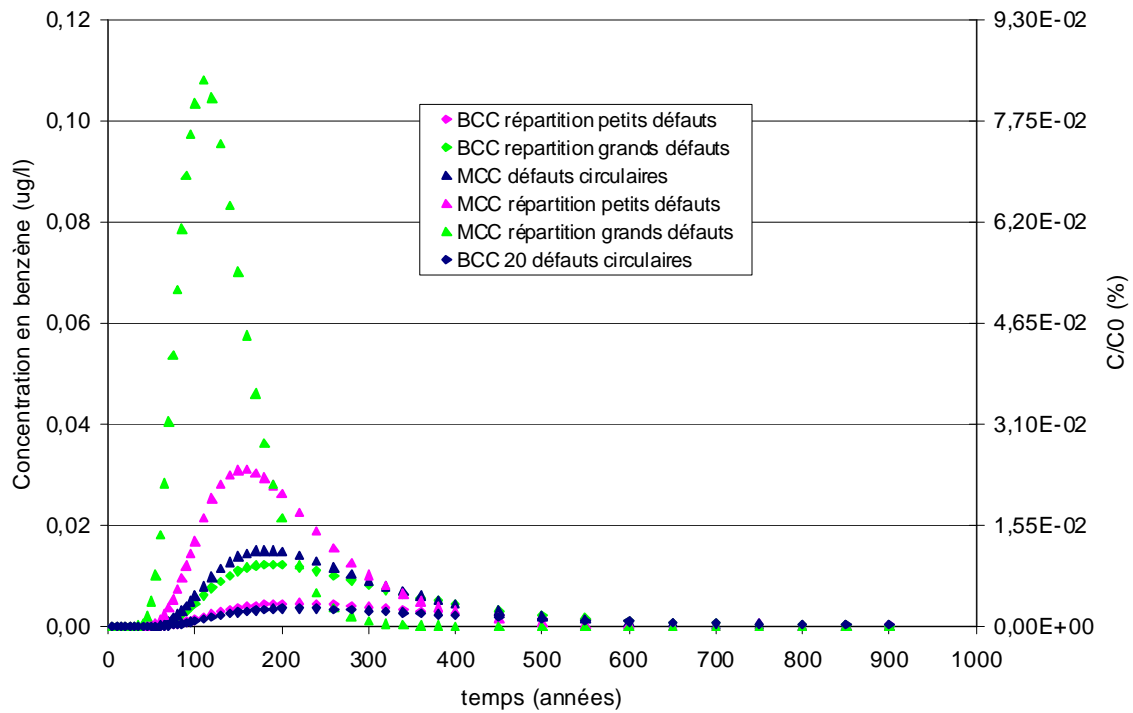


Figure 12. Concentrations en benzène dans l'aquifère pour une étanchéité composite géomembrane-argile, une charge hydraulique de 1m et une épaisseur de déchets égale à 30m

Troisième partie : Monétarisation des impacts environnementaux et sanitaires (analyse économique de la qualité des barrières)

1. Introduction

Les résultats des deux parties précédentes montrent qu'il est hors de portée dans l'état actuel des connaissances d'effectuer une évaluation des risques exhaustive polluant par polluant, de monétariser les dommages correspondants, puis de sommer le coût dû à chaque polluant. Les données toxicologiques d'une part, les paramètres physico-chimiques de transfert d'autre part, ne sont que très partiellement connus, sans parler des incertitudes liées aux éventuelles interactions entre polluants et à la modélisation des transferts (adsorption dans des barrières minérales éventuellement non saturées, transport réactif...).

Néanmoins, les distributions temporelles des concentrations, dont quelques exemples ont été montrés dans la deuxième partie, présentent des points communs autorisant quelques déductions en termes économiques. La forme de ces distributions montre un accroissement relativement rapide de concentration après quelques décennies, un pic relativement étroit situé entre 20ans et deux siècles, puis une décroissance plus lente de type asymptotique (du fait de la loi physique utilisée pour modéliser les transferts), les valeurs inférieures à 5% du pic étant atteintes en moins d'un millénaire. **Les horizons temporels à prendre en compte sont ainsi cernés (environ un demi-millénaire), et confirment de précédentes recherches effectuées à l'aide d'autres modèles de transfert** (Glandier, 2002; INVS, 2004). On notera toutefois que pour des installations de stockage de déchets non dangereux avec des barrières minérales non saturées et pour des installations de stockage déchets dangereux (où la barrière minérale imposée est cinq fois plus épaisse), l'horizon temporel concerné peut être supérieur d'un ordre de grandeur, soit environ 10000 ans (FNADE/ADEME, 2003), et que pour certaines installations de stockage de déchets nucléaires, d'autres ordres de grandeurs seraient même à envisager. Nous ne considérerons pas ces cas dans la mesure où peut déjà se poser la question de la pertinence de l'analyse économique sur des horizons temporels pluri-séculaires.

2. Une application difficile de l'impact pathway approach

La pollution des nappes, illustrée par les concentrations calculées précédemment, représentent une partie des externalités engendrées par la mise en décharge. La littérature des années 1990 considérait cette partie comme négligeable soit par méconnaissance ou incertitude des impacts (on ne calcule que ce qu'on connaît, biais usuel des analyses coût-bénéfices) soit du fait des méthodes d'évaluations utilisées, soit du fait que l'on considérait que les installations modernes ne fuyaient pas (c'est l'hypothèse souvent considérée pour la détermination des impacts environnementaux "significatifs" dans les certifications ISO 14001 des installations de stockage, par exemple). De plus, s'agissant d'impacts à long terme (plusieurs siècles), l'actualisation selon les méthodes usuelles (y compris "l'actualisation actualisée" proposée par le Conseil d'Analyse Stratégique en 2005) des éventuels coût trouvés aurait de toute façon donné une valorisation négligeable de ces impacts (sauf à considérer des nappes fossiles indispensables à la vie humaine locale, impliquant une croissance exponentielle de leur valeur avec le temps - loi de Hotelling - cas très particulier qui ne sera pas traité ici). Méry (2005) et Méry et Bayer (2005) ont montré que ce constat devait être nuancé, mais les coûts non actualisés considérés pour la pollution des nappes étaient alors assez arbitraires, faute de

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

données plus crédibles dans la littérature. En effet, autant certains impacts de court terme sont maintenant fondés sur des données empiriques (émissions de biogaz à travers la couverture par exemple), autant les impacts de long terme à travers les barrières ne peuvent être appréhendés qu'à travers une modélisation quantifiant le fait que de la qualité et de l'épaisseur des barrières dépendent les débits de fuite et la valeur et la distribution temporelle des concentrations résultantes dans la nappe. Ce qui justifie les recherches présentées dans les deux premières parties de ce rapport.

Du fait des contraintes de délai dans la détermination de certains paramètres physico-chimiques de transfert, du nombre de polluants qui devraient légitimement être testés (au moins une dizaine), et de contingences dans l'accès aux sites français de stockage, une évaluation monétarisée des risques exhaustive suivant la démarche "impact pathway" mise en œuvre par exemple dans le projet ExternE s'est avérée impossible à mettre en œuvre dans les délais requis. Ainsi, seuls deux polluants, le dichlorométhane et le benzène, ont pu faire l'objet de modélisation de transfert dans les barrières du fait de la disponibilité actuelle des paramètres de transfert. Il serait peu crédible, et même dangereux, de se fonder sur ces deux seuls polluants pour en déduire des coûts externes des fuites de lixiviat et les éventuelles recommandations de politique environnementale qui pourraient s'ensuivre. A supposer que cela se fasse, resterait à pouvoir évaluer les impacts en termes environnementaux et sanitaires. En termes d'efficacité, les résultats obtenus pour le benzène (ordre de grandeur du pic de 0,1 $\mu\text{g/l}$ avec les hypothèses de calcul les plus défavorables) peuvent être comparés aux seuils d'acceptabilité actuels proposés par l'INERIS (1 $\mu\text{g/l}$ pour l'acceptabilité sanitaire, 80 $\mu\text{g/l}$ pour l'acceptabilité environnementale), en n'oubliant pas que les concentrations obtenues dépendent assez sensiblement, par simple effet de dilution, de l'épaisseur de l'aquifère (ici 30m, ce qui signifie que pour une nappe moins épaisse et/ou plus lente, des valeurs plus proches du seuil pourraient être obtenues). De même, avec les hypothèses de calcul prises, les concentrations obtenues en dichlorométhane sont toujours inférieures d'au moins d'un ordre de grandeur au seuil d'acceptabilité sanitaire actuel du dichlorométhane (20 $\mu\text{g/l}$ d'après l'OMS).

On pourrait donc tenter une traduction en termes de dommages sanitaires quand des relations dose réponse existent pour l'ingestion. On peut alors obtenir, entre autres résultats, une probabilité de décès par ingestion. Un coût sanitaire espéré est alors calculable, mais se pose ici la question de l'évaluation du coût unitaire de mortalité. Non pas tant du fait de la critique un peu facile que "la vie humaine n'a pas de prix", car ce qui est en jeu est la valorisation d'une variation du risque de décès et non le décès d'une personne particulière, d'où l'expression "valeur de la vie statistique". Son montant a pour ordre de grandeur le million d'euros dans les pays développés, mais avec des variations sensibles dues entre autres au contexte spécifique des risques évalués (pour une introduction non technique à l'analyse des risques, voir par exemple Chevassus-au-Louis, 2007). Toutefois, il peut être tout aussi sinon plus légitime de considérer les années de vie perdues (critère de choix implicite mais bien connu des naufragés par exemple : les femmes et les enfants d'abord), et il nous semble que cette question n'a pas fait l'objet des débats qu'elle mériterait d'avoir sur la place publique, tant le choix entre "valeur de la vie statistique" et "valeur des années de vie perdues" a des conséquences directes et considérables sur l'évaluation des politiques publiques de nos démocraties vieillissantes (à budget donné, vaut-il mieux investir dans la santé des jeunes ou dans la santé des vieux ?), voire sur les questions philosophiques, juridiques et morales sous-jacentes (distinction personne/individu, utilitarisme "sacrificiel" de l'intérêt général, droit de l'euthanasie). On peut certes toujours faire des calculs (voir par exemple les travaux d'Ari Rabl sur la pollution de l'air), mais il nous semble que ces calculs ne prendront sens que dans le cadre de la réflexion plus globale suggérée ici.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

3. Vers une équivalence technico-économique des barrières

Les figures 5, 8 et 9 de la deuxième partie montrent que les concentrations dépendent, entre autres, de la qualité des barrières (conception et construction). A conception donnée, il est notamment remarquable que la qualité de construction, traduite par les conditions de contact entre barrières géosynthétiques et minérales et dans une certaine mesure par la densité de surfacique de défauts, influence les concentrations du simple au quintuple. Une qualité supérieure de construction a certes un coût (privé), mais l'intérêt ici est que cette qualité est maîtrisable : l'objectif de qualité peut toujours être atteint si on s'en donne les moyens (attention et donc temps passé à réaliser les travaux de terrassement, de compaction et de pose des géosynthétiques, avec contrôle externe continu au besoin), ce qui n'est plus vrai concernant ce qui se passe une fois la phase d'exploitation commencée.

On pourrait donc imaginer que le prix de la mise en décharge dépende entre autres de cette qualité de construction, le surcoût (ou moindre coût) payé dû à cette qualité traduisant alors le consentement à payer (à recevoir) de la collectivité pour une moindre (plus forte) pollution des nappes. Une méthode de prix hédoniques appliquée sur l'ensemble des installations de stockage françaises dont on connaît la qualité de construction (donc les plus récentes ou les mieux documentées, celles par exemple qui ont appliqué une démarche qualité à la construction) pourrait donc apporter des éléments d'information si ce facteur parvenait à être isolé de toutes les autres variables explicatives et facteurs de confusion imaginables. Toutefois, il nous semble justement que d'une part, le nombre d'installations où des renseignements fiables sur la qualité de construction des barrières doit être malheureusement assez rares (au maximum quelques dizaines sur les quelques centaines en exploitation, soit au mieux un dixième du parc), que d'autre part une des variables indéniablement explicatives, le pouvoir local de marché, est difficile à quantifier : la confrontation entre offre et demande de stockage est très spécifique au contexte local, et peut difficilement se résumer à une simple analyse quantitative entre offre et demande d'un volume donné de déchets à stocker, y eût-il seulement un duopole compétitif ou intelligent (Donati, 1998).

Une autre méthode d'accès au coût d'un dommage est la méthode d'évaluation contingente, mais autant celle-ci peut être utilisée concernant la présence ou l'absence d'une installation (MEDAD, 2006), autant la question plus restreinte, technique et non nécessairement perçue (d'une part physiquement, d'autre part du fait de l'effet de retard de la pollution : les personnes questionnées seront décédées lorsque le dommage arrivera !) d'une variation de la qualité de l'eau, tous polluants confondus, semble difficilement applicable. Via une interprétation en termes de qualité des barrières, la question pourrait être davantage circonscrite, mais elle devient alors assez (trop ?) technique, sans beaucoup de relations avec le comportement de l'agent. Concernant la qualité de l'eau, il est certes toujours possible de se référer aux recommandations du MEDAD (2007), mais on y apprend justement que très peu d'études ont finalement été réalisées en France sur la demande de qualité de l'eau souterraine.

On peut enfin imaginer le coût d'évitement du dommage par le coût d'achat d'eau en bouteille, dont la quantification est assurément plus facile, mais qui n'a plus de rapport direct avec les causes du dommage et les moyens d'y remédier, ne serait-ce que parce qu'elle ne peut s'appliquer que pour un dommage présent et non futur.

Compte tenu d'une certaine difficulté à monétariser de façon générale les impacts des fuites de lixiviat à partir d'une analyse des voies d'exposition, nous allons présenter quelques considérations économiques sur un des domaines où la présente étude a apporté des données originales, la qualité des barrières. L'horizon temporel spécifique aux transferts dans les barrières utilisées en installation de stockage des déchets ménagers et assimilés étant pluri-séculaire, un rappel est d'abord fait sur l'actualisation dans un contexte intergénérationnel.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

3.1 Actualisation intergénérationnelle

Comparer des flux d'utilité ou monétaires à des périodes distinctes nécessite une procédure d'actualisation (voir Price (1993) pour une présentation générale de l'actualisation). Usuellement, les taux d'actualisation sont considérés constants sur l'horizon temporel concerné, principalement pour rester dans un cadre d'analyse simple. L'impact de différents taux sur l'efficacité d'un projet est donné en exemple sur la figure 1, avec deux projets comparés où les flux monétaires sont associés à cinq périodes avec un investissement identique dans les deux cas :

Projet A (€)	-3,000	-300	-100	0	500	5000
Projet B (€)	-3,000	900	900	900	900	900

Tableau 1: Deux projets avec même investissement initial et même durée de vie (tiré de Bayer, 2003)

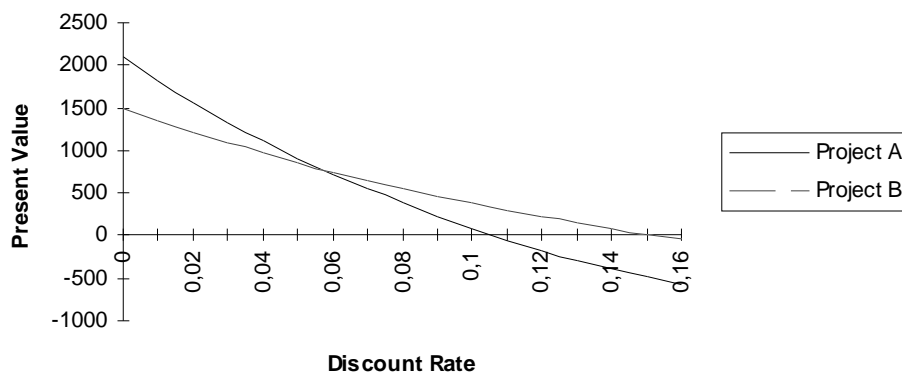


Figure 1 : Valeur actuelle nette des projets A et B en fonction du taux d'actualisation (tiré de Bayer, 2003)

Un résultat classique est que l'intérêt relatif d'un projet par rapport à l'autre, exprimé par la valeur actuelle nette, dépend fortement du taux choisi. Ainsi, alors que les deux projets se valent pour un taux de 5,6%, il suffit de modifier légèrement ce taux - tout en restant dans des valeurs parfaitement usuelles - pour en déduire soit que le projet A a plus de valeur que le projet B, soit que le projet B a plus de valeur que le projet A. De plus, cette sensibilité s'accroît avec l'horizon temporel en jeu du fait de la formulation exponentielle des facteurs d'actualisation à taux constant.

Quand l'horizon temporel dépasse la durée de vie d'une génération, et a fortiori l'espérance de vie du décideur, les flux d'utilité ou monétaires ne concernent pas le seul décideur mais ses successeurs. Or, l'équité entre générations est au fondement du développement durable et de l'éthique économique : à quel titre une génération devrait être davantage digne de considération (ou "vaudrait plus") qu'une autre ? On peut rappeler ici le principe d'universalité de Kant ou le voile d'ignorance de Rawls appliqués au contexte intergénérationnel et plus anciennement encore le principe religieux empathique "ne fais pas à autrui ce que tu ne voudrais pas qu'on te fasse", mais aussi, dans la mesure où des conséquences éventuellement irréversibles des décisions s'étendent au delà de l'horizon de vie du décideur, le principe de responsabilité de Jonas (Ferrari et Méry, 2008). Même des économistes de renom ont très tôt qualifié la préférence pour le présent de "rapacité" (Pigou) ou de "défaut de l'imagination" (Ramsey). Si donc pour un individu ou une entreprise qui raisonne sur un horizon temporel

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

inférieur à sa durée de vie, l'actualisation peut avoir toute sa légitimité (en supposant que sa fonction d'utilité n'ait pas varié entre temps, par exemple pour un individu entre l'adolescent qu'il a été et le vieillard qu'il sera), il ne saurait en être question quand les générations futures sont aussi concernées. Divers chercheurs ont alors tenté de pouvoir comparer présent et futur en établissant par construction une procédure respectant l'équité entre générations au même titre que l'utilitarisme respecte l'équité entre individus.

D'une part, on peut citer la procédure de Chichilnisky (1996), à partir de l'exigence en horizon temporel infini de non dictature du présent, mais aussi de non dictature du futur (en effet, horizon temporel infini signifie infinité de générations futures et donc leur "dictature utilitariste" en l'absence d'actualisation). Mais la pondération entre ces deux contraintes reste indéterminée.

D'autre part, on peut citer la procédure "Generation-adjusted discounting" (GAD) de Bayer (2003, 2000), où l'équité entre générations en horizon temporel fini est obtenue du fait que la préférence pour le présent, donnée positive de la psychologie d'individus souverains au sein d'une génération donnée, n'est décomptée qu'à partir de la naissance de cette génération et non à partir d'un instant arbitraire (en général, le début d'un projet). Cette procédure distingue une actualisation intragénérationnelle d'origine psychologique d'une éventuelle actualisation intergénérationnelle uniquement due à la décroissance de l'utilité marginale (on trouvera en annexe 9 son expression analytique générale et un exemple d'application). En termes plus généraux, on combine dans l'actualisation deux échelles temporelles, la temporalité courte intragénérationnelle à fondement positif (actualisation classique) et la temporalité longue intergénérationnelle à fondement normatif (le décompte du temps intragénérationnel se fait à partir de la naissance de chaque génération et il n'y a pas d'autre actualisation intergénérationnelle que celle due à la seule décroissance de l'utilité marginale). Il est possible de calculer un taux fixe équivalent, nécessairement plus bas que le taux intragénérationnel et spécifique pour chaque cas d'espèce, dont Bayer et Méry (2007) fournissent un exemple comparant les coûts externes du stockage passif et bio-actif.

Pour la France, il se trouve que depuis 2005, une procédure d'actualisation fondée sur les travaux de Gollier (2002), et voisine de celle adoptée dès 2003 par le Royaume-Uni fondée sur les travaux de Gollier (2002) et Weizman (1998, 2001), a été proposée par le Conseil d'Analyse Stratégique en remplacement de l'ancienne recommandation d'un taux constant de 8% : taux constant de 4% pendant 30 ans puis une décroissance du taux jusqu'à 2% après deux siècles. Il va sans dire, sans même qu'il soit besoin de faire un calcul, que de passer de 8% à moins de 4% sur un horizon pluri-séculaire peut changer complètement la donne quant à l'évaluation de coûts externes du stockage de déchets ! Quand on sait par ailleurs que cette évaluation est censée, dans une démarche pigovienne, contribuer à déterminer le montant de la TGAP, on voit donc à quel arbitraire peut tenir une décision aux conséquences très concrètes, et l'on peut se demander s'il ne serait pas, dans ce champ d'application, plus crédible de chercher à produire une fiscalité qui cherche avant tout à modifier des comportements (cf. les récents changements de la fiscalité de la mise en décharge au Royaume-Uni) plutôt que de chercher à optimiser des marchés locaux de toute façon imparfaits, dans les faits oligopolistiques du fait des coûts et de la technicité croissants imposés par la réglementation, souvent duopolistiques (Donati, 1998), et parfois même monopolistiques avec les possibilités correspondantes de rentes de situation.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

3.2 Application à la qualité des barrières

Concernant l'application au présent projet, nous proposons d'illustrer à simple titre d'exemple le cas de deux installations de stockage de même conception et conformes à la réglementation technique actuelle, mais dont l'une a une barrière mal construite (mauvaises conditions de contact) et l'autre bien construite (bonnes conditions de contact). Une suggestion de S. Bayer est de considérer ici le coût total de ces barrières (les autres éléments de coûts étant égaux par ailleurs), c'est-à-dire leur coût de construction plus leur coût externe (exprimé par les fuites de lixiviat).

L'obtention de bonnes conditions de contact suppose un surcoût immédiat (par le choix de l'entreprise la mieux-disante au lieu de la moins-disante, par le financement d'une inspection externe en continu de la qualité des travaux...), mais ce surcoût est compensé dans le futur par de moindres concentrations dans la nappe. La distribution temporelle des coûts totaux est donc différente suivant qu'on ait de bonnes ou de mauvaises conditions de contact (figure 2).

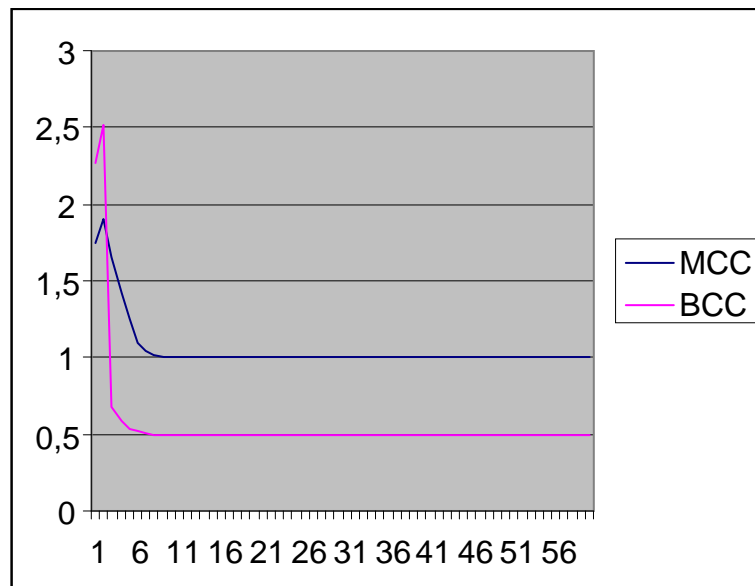


Figure2 : Distribution temporelle sur 60 décades des coûts totaux non actualisés des barrières pour des mauvaises conditions de contact (MCC) où un moindre coût d'investissement initial est compensé par des coûts environnementaux supérieurs à long terme, et pour de bonnes conditions de contact (BCC) où un surcoût d'investissement initial est compensé des coûts environnementaux inférieurs à long terme (valeurs numériques en €/t données à titre indicatif).

L'application de l'actualisation selon Bayer (2003) en utilisant les mêmes hypothèses de calcul économique que Méry et Bayer (2005), donne, pour un taux d'actualisation global (intragénérationnel et intergénérationnel) de 4%, taux de référence en France, les résultats suivants (tableau 2) :

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Qualité des barrières	Taux classique (4%)	GAD (2%,2%)	GAD (0%, 4%)
Mauvaise	3,3	4,0	15,9
Bonne	3,2	3,6	9,5

Tableau 2 : coût total actualisé (€/t) de deux barrières de mauvaise qualité et de bonne qualité calculé à partir de la distribution temporelle des coûts de la figure 2

Dans le tableau 2, GAD (2%,2%) signifie que le calcul a été fait avec un taux intergénérationnel (soit ici le taux de croissance économique de long terme) de 2% et un taux intragénérationnel de 2%. Le résultat donne des chiffres valorisant davantage les coûts de long terme qu'avec un taux classique de 4%, et donc rendant la barrière de bonne qualité davantage efficiente. GAD (0%, 4%) signifie que le calcul a été fait avec un taux intergénérationnel de 0% (soit ici le taux de croissance économique de long terme) et un taux intragénérationnel de 4%. Le résultat donne des chiffres valorisant bien davantage les coûts de long terme, et rendant la barrière de bonne qualité nettement plus efficiente.

Dans les cas présentés ici, la barrière de bonne qualité est plus efficiente même avec un taux de 4%, mais on pourrait sans difficultés rechercher et trouver des exemples numériques réalistes où la barrière de mauvaise qualité pourrait s'avérer plus efficiente avec de forts taux d'actualisation (par exemple avec l'ancien taux de 8% recommandé par l'ex-commissariat du Plan) et moins efficiente avec la procédure "Generation-adjusted discounting", y compris à préférence pour le présent intragénérationnelle donnée. Il peut ainsi y avoir inversion des préférences pour un même dispositif technique et pour un même taux global d'actualisation, que seule une analyse distinguant actualisation intragénérationnelle et actualisation intergénérationnelle peut mettre en évidence.

3.3 L'équivalence des barrières, une notion aux implications pas que techniques

Les considérations précédentes conduisent à proposer une notion d'équivalence des barrières qui ne soit plus seulement d'ordre purement hydrogéologique comme c'est le cas dans le guide d'équivalence des barrières du MEDD (2002, en cours de révision), mais d'ordre technico-économique, via leur coût total actualisé (coût de construction plus coûts externes des fuites de lixiviat actualisés suivant une méthode respectant l'équité intergénérationnelle). Or, la question de l'équivalence des barrières est très importante pour la conception des installations de stockage, car elle seule permet d'autoriser d'autres solutions que celles imposées a priori par la réglementation (5m de sol de perméabilité inférieure à 10^{-6}m.s^{-1} surmontée de 1m d'argile de perméabilité inférieure à 10^{-9}m.s^{-1}) et donc elle seule permet d'ouvrir le choix des sites d'implantation à d'autres que ceux disposant naturellement d'une épaisse couche d'argile. Compte tenu de la pénurie prévue d'installations dans les prochaines années (MEDAD, 2008; Dufeigneux et Tetu, 2004) et des difficultés jusqu'à présent croissantes d'acceptabilité sociale, cette notion d'équivalence, quoiqu'a priori très technique (l'auteur de ces lignes a constaté de lui-même lors d'une enquête publique que l'équivalence hydrogéologique des barrières était le dernier "bastion de technicité" que les futurs riverains ne s'étaient pas encore appropriés), peut contribuer, en ouvrant le champ des localisations possibles, à **améliorer les conditions de la concertation** (prise en compte facilitée de l'exigence d'équité spatiale) et donc contribuer à une **meilleure gouvernance territoriale**.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Ainsi, on est passé en quelques années d'une équivalence entre barrières qui supposait implicitement un taux d'actualisation du simple fait qu'on cherchait seulement à retarder la pollution des nappes (après nous le déluge) à une équivalence en termes d'impact (calcul d'un pic ou d'un plateau de concentration, la distribution temporelle n'intervenant plus explicitement), ce qui est plus conforme à l'équité intergénérationnelle. Nous proposons ici de réintroduire de la temporalité dans la notion d'équivalence, car toute décision est une décision humaine et sociale, nécessairement anthropocentrée (le décideur fût-il adepte de la "deep ecology") et donc temporellement évaluée, mais avec les bases renouvelées du développement durable (équité intergénérationnelle), et avec une conscience claire des enjeux associés de gouvernance territoriale (équité spatiale).

ANNEXE 1

Publications utilisées pour constituer la base de données Lixiviats

Asakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N. (2004). "Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan." *Waste Management*, 24(6), 613-622.

Barr, M. J., Robinson, H. D. (1999). "Constructed wetlands for landfill leachate treatment." *Waste Management and Research*, 17(6), 498-504.

Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L.A., Bjerg, P.L., Christensen, T.H. (2004). "Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills - Chemical analysis and toxicity tests." *Water Research*, 38(18), 3845-3858.

Behnisch, P. A., Fujii, K., Shiozaki, K., Kawakami, I., Sakai, S. (2001). "Estrogenic and dioxin-like potency in each step of a controlled landfill leachate treatment plant in Japan." *Chemosphere*, 43(4-7), 977-984.

Dos Santos Freitas, L., Bertrand Campos de Araujo, M., Goreti Rodrigues Vale, M., Bastos Caramão, E. (2004). "Application of activated carbon in the characterization of nitrogen compounds and phthalates in a landfill leachate." *Microchemical Journal*, 78(1), 61-64.

Dufeigneux J.L., Tetu A., 2004, Rapport de l'instance d'évaluation de la politique du service public des déchets ménagers et assimilés, Commissariat général du plan, La Documentation Française, 811 p.

Ejlertsson, J., Jonsson, S., Svensson, B.H. (1999). "The formation of phthalate monoesters during digestion of MSW under landfill conditions." Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. p.193-198.

Först, C., Stieglitz L., Roth, W., Kuhn münchen, S. (1989). "Quantitative Analysis of Volatile Organic Compounds in Landfill Leachates." *Internal Journal Analytical Chemistry*, 37, 287-293.

Gintautas, P. A., Daniel, S. R., Macalady, D. L. (1992). "Phenoxyalkanoic acid herbicides in municipal landfill leachates." *Environmental Science and Technology*, 26(3), 517-521.

Harmsen, J. (1983). "Identification of organic compounds in leachate from a waste tip." *Water Research*, 17(6), 699-705.

Herbert, P., Silva, A. L., João, M.J., Santos, L., Alves, A. (2006). "Determination of semi-volatile priority pollutants in landfill leachates and sediments using microwave-assisted headspace solid-phase microextraction." *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 386(2), 324-331.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Jonsson, S., Ejlertsson, J., Ledin, A., Mersiowsky, I., Svensson, B.H. (2003) "Mono- and diesters from o-phthalic acid in leachates from different European landfills." *Water Research*, 37(3), 609-617.

Kjeldsen, P. (1993). "Groundwater Pollution Source Characterization of an Old Landfill." *Journal of Hydrology*, 142(1-4), 349-371.

Krug, M. N., Ham, R. K. (1997). "Analysis of long term leachate characteristics." Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. p.117-131.

Kylefors, K. (2003). "Evaluation of leachate composition by multivariate data analysis (MVDA)." *Journal of Environmental Management*, 68(4), 367-376.

Marttinen, S. K., Kettunen, R. H., Rintala, J.A. (2003). "Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates." *The Science of The Total Environment*, 301(1-3), 1-12.

Murray, H. E. and J. N. Beck (1990). "Concentrations of synthetic organic chemicals in leachate from a municipal landfill." *Environmental Pollution*, 67(3), 195-203.

Oman, C. and P. A. Hynning (1993). "Identification of organic compounds in municipal landfill leachates." *Environmental Pollution*, 80(3), 265-271.

Ozkaya, B. (2005). "Chlorophenols in leachates originating from different landfills and aerobic composting plants." *Journal of Hazardous Materials*, 124(1-3), 107-112.

Paxeus, N. (2000). "Organic compounds in municipal landfill leachates." *Water Science and Technology*, 42(7-8), 323-333.

Plotkin, S. and N. M. Ram (1984). "Multiple Bioassays to Assess the Toxicity of a Sanitary Landfill Leachate." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 13, 197-206.

Reitzel, L. A. and A. Ledin (2002). "Determination of phenols in landfill leachate-contaminated groundwaters by solid-phase extraction." *Journal of Chromatography A*, 972(2), 175-182.

Ribeiro, A., Neves, M. H., Almeida, M.F., Alves, A., Santos, L. (2002). "Direct determination of chlorophenols in landfill leachates by solid-phase micro-extraction-gas chromatography-mass spectrometry." *Journal of Chromatography A*, 975(2), 267-274.

Riediker, S., Suter, M. J. F., Giger, W. (2000). "Benzene- and naphthalenesulfonates in leachates and plumes of landfills." *Water Research*, 34(7), 2069-2079.

Robinson, H. D., Knox, K. (2001). "Pollution Inventory discharges to sewer or surface water from landfill leachate." No P1-496/TR p.1-84.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Sabel, G. V., Clark, T. P. (1979). "Volatile organic compounds as indicators of municipal solid waste leachate contamination." *Proceedings of the sixth annual waste conference*. p.108-125.

Sawhney, B. L., Kozloski, R. P. (1984). "Organic pollutants in leachates from landfill sites." *Journal of Environmental Quality*, 13(3), 349-352.

Schrab, G. E., Brown, K. W., Donnelly, K.C. (1993). "Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate." *Water, Air, and Soil Pollution*, 69(1-2), 99-112.

Schwarzbauer, J., Heim, S., Brinker, S., Littke, R. (2002). "Occurrence and alteration of organic contaminants in seepage and leakage water from a waste deposit landfill." *Water Research*, 36(9), 2275-2287.

Shiraishi, H., Nakasugi, O., Hashimoto, S., Yamamoto, T., Yasuhara, A., Yasuda, K. (1999). "Endocrine disrupters in the leachate from waste disposal sites." *Waste Management & Research*, 10(4), 293-305.

Yamada, K., Urase, T., Matsuo, T., Suzuki, N. (1999). "Constituents of Organic Pollutants in Leachates from different types of landfill sites and their fate in the treatment processes." *Journal of Japan Society for Water Environment*, 22(1), 40-45.

Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nakasugi, O. (2001). "Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates." *Chemosphere*, 42(4), 415-418.

Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nishikawa, M., Yamamoto, T., Uehiro, T., Nakasugi, O., Okumura, T., Kenmotsu, K., Fukui, H., Nagase, M., Ono, Y., Kawagoshi, Y., Baba, K., Noma, Y. (1997). "Determination of organic components in leachates from hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography mass spectrometry." *Journal of Chromatography A*, 774(1-2), 321-332.

Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nakasugi, O., Yamamoto, T., Nishikawa, M., Okumura, T., Kenmotsu, K., Fukui, H., Nagase, M., Kawagoshi, Y. (1999). "Organic components in leachates from hazardous waste disposal sites." *Waste Management & Research*, 17(3), 186-197.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANNEXE 2

Concentration des micropolluants analysés dans les lixiviats d'installation de stockage de déchets non dangereux

nom du polluant	CAS n°	Concentration min (µg/L)	Concentration max (µg/L)	concentration moyenne (µg/L)	Nombre de valeur
(E)-1,2-Dichloroethylene	156-60-5	1,600	4616,000	2308,800	2
(Z)-1,2-Dichloroethylene	156-59-2	1,900	14,200	5,175	4
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	1,900	123,000	43,133	3
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	2,500	16,000	9,250	2
1,1-Dichloroethane	75-34-3	6,000	6,000	6,000	1
1,1-dichloroethylene	75-35-4	1,900	1,900	1,900	1
1,2,3,5-Tetramethylbenzene	527-53-7	3,700	5,100	4,400	2
1,2,3-Trichlorobenzene	87-61-6	0,001	0,003	0,002	4
1,2,3-Trimethylbenzene	526-73-8	1,000	9,100	4,367	3
1,2,4,5-Tetramethylbenzene	95-93-2	1,200	1,200	1,200	1
1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	0,015	3,800	1,280	3
1,2,4-Trimethylbenzene	95-63-6	0,940	8,100	5,220	7
1,2-dicarboxylic acid	88-99-3	15,000	19000,000	3990,400	5
1,2-Dichlorobenzene	95-50-1	0,580	4,000	1,870	3
1,2-Dimethylnaphthalene	573-98-8	0,030	0,200	0,115	2
1,3,5-Trichlorobenzene	108-70-3	0,001	0,008	0,005	3
1,3,5-Trimethylbenzene	108-67-8	2,000	4,800	3,286	7
1,3-Dichlorobenzene	541-73-1	0,004	19,000	4,907	5
1,3-Dimethylnaphthalene	575-41-7	0,006	0,239	0,091	5
1,4-Dimethylnaphthalene	571-58-4	0,030	0,200	0,115	2
1,4-Dioxane	123-91-1	0,800	198,000	110,071	7
1,5-dimethylnaphthalene	571-61-9	0,030	0,200	0,115	2
1-Aminoanthraquinone	82-45-1	0,046	0,046	0,046	1
1-Benzothiophene	95-15-8	0,020	0,100	0,055	4
1-Methylnaphthalene	90-12-0	0,010	2,300	0,510	6
1-Naphthalenamine	134-32-7	1,270	2,010	1,640	2
1-Naphthalenol	90-15-3	0,019	0,135	0,088	3
1-Nitro-2-chlorobenzene	88-73-3	0,013	0,013	0,013	1
2,3-benzofluorene	243-17-4	0,100	0,100	0,100	1
2,4,6-Tribromophenol	118-79-6	0,001	0,003	0,002	5
2,4,6-Trichloroaniline	634-93-5	0,005	0,025	0,014	6
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	0,004	0,088	0,024	7
2,4-Dichloroaniline	554-00-7	0,023	0,152	0,072	5
2,4-Dichlorophenol	120-83-2	0,010	0,579	0,153	6
2,6-Dichlorophenol	87-65-0	0,001	0,039	0,018	4

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

2,6-Dimethylnaphthalene	581-42-0	0,004	0,185	0,043	6
2,6-Dinitrotoluene	606-20-2	0,400	0,600	0,500	6
2,6-Di-tert-butyl-1,4-benzoquinone	719-22-2	0,400	2,410	1,260	6
2-Anisidine	90-04-0	0,129	0,969	0,410	3
2-Bromophenol	95-56-7	0,018	0,018	0,018	1
2-Chlorophenol	95-57-8	0,024	0,510	0,153	4
2-Isopropyl-naphthalene	2027-17-0	0,003	0,048	0,017	5
2-Methylbutanoic acid	116-53-0	350000,000	350000,000	350000,000	1
2-methylnaphthalene	91-57-6	0,002	0,061	0,032	2
2-Naphthalenamine	91-59-8	6,430	19,000	11,843	3
2-Naphthalenol	135-19-3	0,024	0,311	0,126	3
2-Naphthyl phenyl amine	135-88-6	0,017	0,295	0,133	4
3,4-Dichloroaniline	95-76-1	0,039	0,458	0,241	3
3,5,5-Trimethyl-2-cyclohexenone	78-59-1	0,019	0,019	0,019	1
3-Methylcholanthrene	56-49-5	0,070	0,070	0,070	1
3-Methylindole	83-34-1	0,011	1200,000	195,810	7
3-Nitrotoluene	99-08-1	0,034	0,117	0,076	2
4 Nonylphenoldiethoxylate	20427-84-3	0,300	163,000	54,767	3
4,4'-Dichlorodiphenyltrichloroethane	50-29-3	0,000	0,000	0,000	2
4-Bromophenol	106-41-2	0,039	0,039	0,039	1
4-Methylpentanoic acid	646-07-1	70000,000	70000,000	70000,000	1
4-Nonylphenol	104-40-5	3,000	9,000	5,333	3
4-Nonylphenolmonoethoxylate	104-35-8	0,700	2,000	1,233	3
4-Octylphenol	1806-26-4	0,070	0,110	0,090	17
4-Picoline	108-89-4	0,008	2,280	0,484	7
Acenaphthene	83-32-9	0,018	1,700	0,307	9
Acenaphthylene	208-96-8	0,091	0,922	0,389	3
Acetophenone	98-86-2	0,046	5,290	1,353	5
Acridine	260-94-6	0,071	0,071	0,071	1
Aldrin	309-00-2	0,003	0,333	0,136	3
Aniline	62-53-3	0,033	158,000	23,179	7
Anthracene	120-12-7	0,001	0,257	0,071	7
Anthraquinone	84-65-1	0,003	0,396	0,106	7
Benthiocarb	28249-77-6	0,500	0,500	0,500	1
Benz[a]anthracene	56-55-3	0,014	0,089	0,041	4
Benzene	71-43-2	1,100	572,000	188,075	4
Benzo(j)fluoranthene	205-82-3	0,020	0,020	0,020	1
Benzo[a]pyrene	50-32-8	0,015	0,015	0,015	1
Benzo[b]fluoranthene	205-99-2	0,020	0,020	0,020	1
Benzo[e]pyrene	192-97-2	0,046	0,046	0,046	1

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Benzophenone	119-61-9	0,002	16,500	2,568	7
Benzothiazole	95-16-9	0,046	130,000	16,969	8
benzyl ester	120-51-4	0,050	0,500	0,275	2
Biphenyl	92-52-4	0,004	0,039	0,013	6
Biphenyl-2-ol	90-43-7	0,088	2,160	0,802	3
Biphenyl-4-ol	92-69-3	0,005	0,113	0,044	5
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	0,800	460,000	47,423	32
Bisphenol A	80-05-7	0,070	25000,000	3808,691	26
Borneol	507-70-0	1,000	2300,000	1150,500	2
BPMC	3766-81-2	0,007	2,000	0,477	5
Butyl benzyl phthalate	85-68-7	0,040	7,800	3,108	20
Butylated hydroxytoluene	128-37-0	0,024	0,257	0,138	7
Caffeine	58-08-2	0,005	2,860	0,970	3
Camphor	76-22-2	7100,000	7400,000	7250,000	2
Carbazole	86-74-8	0,028	0,066	0,043	3
Chlorobenzene	108-90-7	2,000	7,000	3,667	3
Chloroform	67-66-3	6,600	8,500	7,550	2
Chlorpyrifos	5598-15-2	0,002	0,002	0,002	1
Cis-chlordane	5103-71-9	0,000	0,000	0,000	2
Cis-nonachlor	5103-73-1	0,000	0,000	0,000	2
Cotinine	486-56-6	88,000	140,000	114,000	2
Cyclohexanone	108-94-1	0,208	45,200	9,280	6
Decalin	91-17-8	0,010	0,132	0,039	5
Di(2-ethylhexyl)adipate	103-23-1	0,100	0,100	0,100	2
Diazinone	333-41-5	0,007	0,007	0,007	1
Dibenzofuran	132-64-9	0,004	0,463	0,097	6
Dibenzothiophene	132-65-0	0,004	0,122	0,039	4
Dibutyl phthalate	84-74-2	0,030	23,000	5,709	28
Dichloromethane	75-09-2	6,000	276,000	156,667	3
Dicyclohexyl phthalate	84-61-7	0,020	0,020	0,020	1
dieldrin	60-57-1	0,005	0,104	0,043	3
Diethyl phthalate	84-66-2	0,500	27,000	6,008	31
Diethyltoluamide	134-62-3	200,000	320,000	260,000	2
Diheptyl phthalate	3648-21-3	0,100	2,600	0,783	6
diisobutyl phthalate	84-69-5	0,200	0,700	0,400	3
Dimethyl phthalate	131-11-3	0,100	0,500	0,300	3
Dimethyl terephthalate	120-61-6	0,500	0,800	0,650	2
Dimethylphenylamine	121-69-7	0,022	0,109	0,065	2
Diocyl phthalate	117-84-0	2,000	7,000	3,667	3
Diphenyl ether	101-84-8	0,003	0,034	0,015	4
Diphenyl sulfone	127-63-9	8,000	73,000	40,500	2
Diphenylamine	122-39-4	0,121	1,440	0,512	5
Diphenylmethane	101-81-5	0,003	0,248	0,114	4
DOWCO	2921-88-2	0,002	0,002	0,002	1

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Ethanol	64-17-5	277000,000	277000,000	277000,000	1
Ethylbenzene	100-41-4	1,700	2329,000	331,111	9
Eucalyptol	470-82-6	380,000	540,000	460,000	2
Fenchone	1195-79-5	570,000	720,000	645,000	2
Fluoranthene	206-44-0	0,002	1,106	0,223	11
Fluorene	86-73-7	0,001	0,835	0,208	13
Heptachlor	76-44-8	0,000	0,000	0,000	1
Heptachlor epoxide	1024-57-3	0,000	0,031	0,016	2
Hexachlorobenzene	118-74-1	0,000	0,000	0,000	6
Indenopyrene	193-39-5	0,010	0,010	0,010	1
Indole	120-72-9	130,000	760,000	445,000	2
Iprobenfos	26087-47-8	0,069	0,400	0,222	3
Isobutylamine	78-81-9	32000,000	32000,000	32000,000	1
Isopropylbenzene	98-82-8	7,000	8,000	7,333	3
isopropyl-naphthalene	29253-36-9	1,000	1,000	1,000	1
Isoprothiolane	50512-35-1	0,200	0,300	0,250	2
Limonene	138-86-3	1,000	60,000	30,500	2
MBPMC	02/11/1918	0,068	0,563	0,253	3
m-Chloroaniline	108-42-9	0,168	3,910	1,467	5
m-Cresol	108-39-4	0,013	0,013	0,013	1
methidathion	950-37-8	0,100	0,100	0,100	1
Methylamine	74-89-5	6000,000	6000,000	6000,000	1
Mipc	2631-40-5	1,250	1,250	1,250	1
Molinate	2212-67-1	0,021	0,084	0,052	3
Mono-benzylphthalate	1	4,000	7,000	5,000	3
Monobutyl phthalate	131-70-4	1,000	2,000	1,500	2
Monoethyl phthalate	2306-33-4	1,000	1,000	1,000	1
Mono-ethylhexylphthalate	2	5,000	9,000	6,250	4
m-Toluidine	108-44-1	0,016	31,400	8,150	4
m-Xylene	108-38-3	3,700	165,000	59,000	3
N-Butylbenzenesulfonamide	3622-84-2	420,000	710,000	565,000	2
N-Ethylaniline	103-69-5	0,066	0,261	0,177	5
Nicotine	23950-04-1	550,000	710,000	630,000	2
N-Methylaniline	100-61-8	0,062	0,807	0,301	5
Nonylphenol	25154-52-3	0,050	0,070	0,060	17
N-Phenyl-1-aminonaphthalene	90-30-2	0,004	0,056	0,035	5
o,p'-DDD	53-19-0	0,000	0,000	0,000	1
O,p'-dde	3424-82-6	0,000	0,000	0,000	2
o,p'-DDT	789-02-6	0,002	0,002	0,002	1
o-Chloroaniline	95-51-2	0,240	3,920	1,606	5
o-Phenylene-pyrene	193-39-5	0,010	0,010	0,010	1
o-Toluidine	95-53-4	0,005	35,300	7,150	7
o-Xylene	95-47-6	4,200	38,000	19,840	5
p,p'-DDD	72-54-8	0,000	0,000	0,000	1

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

P,p'-dde	72-55-9	0,000	0,002	0,001	2
p,p'-DDT	50-29-3	0,000	0,000	0,000	2
PCB 101	37680-73-2	0,014	0,105	0,059	3
PCB 118	31508-00-6	0,017	0,107	0,062	2
PCB-138	35065-28-2	0,041	0,041	0,041	1
PCB-153	35065-27-1	0,011	0,035	0,023	3
PCB-52	35693-99-3	0,061	0,201	0,124	3
p-Chloroaniline	106-47-8	0,168	3,910	1,467	5
p-Cresol	106-44-5	0,013	12000,000	4086,671	3
p-Cymene	99-87-6	4,000	24,000	12,333	3
p-Dichlorobenzene	106-46-7	0,031	30,000	4,358	9
Perylene	198-55-0	0,040	0,040	0,040	1
Phenanthrene	85-01-8	0,006	1,810	0,385	12
Phenol	108-95-2	0,035	1,130	0,294	5
Phenol, 3,5-dimethyl	108-68-9	0,007	0,381	0,112	5
Piperophos	24151-93-7	0,543	0,543	0,543	1
Propyphenazone	479-92-5	110,000	120,000	115,000	2
Propyzamide	23950-58-5	0,100	0,300	0,200	2
p-tert-butylphenol	98-54-4	0,371	17,000	4,652	6
p-tert-Octylphenol	140-66-9	0,040	1,100	0,483	18
p-Toluidine	106-49-0	0,005	35,300	7,150	7
p-Xylene	106-42-3	3,700	8,300	6,000	2
Pyrene	129-00-0	0,003	0,774	0,178	10
Quinoline	91-22-5	0,001	0,046	0,008	7
Simazine	122-34-9	0,034	0,034	0,034	1
Styrene	100-42-5	2,000	4,000	3,000	3
Symetryne	1014-70-6	0,027	0,027	0,027	1
t-Butylamine	75-64-9	41000,000	41000,000	41000,000	1
Tetrachloroethylene	127-18-4	2,800	2,800	2,800	1
Thymol	89-83-8	300,000	1300,000	800,000	2
Toluene	108-88-3	3,600	10200,000	1224,100	9
trans-Chlordane	5103-74-2	0,000	0,000	0,000	6
Trans-nonachlor	39765-80-5	0,000	0,000	0,000	6
Tri-(2-butoxyethyl) ester	78-51-3	0,100	3,500	1,280	7
Tri(2-butoxyethyl) phosphate	78-51-3	0,100	3,500	1,280	7
Tri(2-chloroethyl) phosphate	115-96-8	0,006	240,000	27,088	9
Trichloroethylene	79-01-6	2,300	20,000	8,180	5
Tricresyl phosphate	78-30-8	0,200	2,500	1,000	4
Triethyl phosphate	78-40-0	0,024	110,000	18,552	9
Triisobutyl phosphate	126-71-6	110,000	350,000	230,000	2
Trimethylamine	75-50-3	83000,000	83000,000	83000,000	1
Tri-n-butylphosphate	126-73-8	0,020	50,000	7,867	9
Triphenylphosphate	115-86-6	0,006	0,400	0,126	4
Tris(1,3-dichloro-2-propyl)	13674-87-8	0,023	5,500	1,201	6

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

phosphate					
Tris(1,3-dichloro-2-propyl) phosphate	13674-87-8	0,023	5,500	1,201	6
Tris(2-chloropropyl) phosphate	6145-73-9	0,100	13,600	4,686	7
Tris(2-ethylhexyl) phosphate	78-42-2	0,500	2,400	1,233	3
Tris-dichloropropylphosphate	78-43-3	0,030	0,240	0,100	5
α -Hexachlorocyclohexane	319-84-6	0,000	0,001	0,000	6
α -Terpineol	10482-56-1	1000,000	4300,000	2650,000	2
β -Hexachlorocyclohexane	319-85-7	0,001	0,009	0,004	6
γ -Hexachlorocyclohexane	55963-79-6	0,000	0,000	0,000	4
δ -Hexachlorocyclohexane	319-86-8	0,000	0,000	0,000	5

ANNEXE 3

Composés cancérogènes et/ou mutagènes et/ou toxiques pour la reproduction (CMR) retrouvés dans les lixiviats d'installation de stockage de déchets non dangereux (à partir de l'ensemble des données internationales disponibles)

CAS n°	nom du polluant	CMR EU
79-00-5	1,1,2-Trichloroethane	CARC 3
75-35-4	1,1-dichloroethylene	CARC 3
123-91-1	1,4-Dioxane	CARC 3
88-06-2	2,4,6-Trichlorophenol	CARC 3
606-20-2	2,6-Dinitrotoluene	CARC 2 / MUTA 3 / REPRO 3
90-04-0	2-Anisidine	CARC 2 / MUTA 3
91-59-8	2-Naphthalenamine	CARC 1
135-88-6	2-Naphthyl phenyl amine	CARC 3
78-59-1	3,5,5-Trimethyl-2-cyclohexenone	CARC 3
309-00-2	Aldrin	CARC 3
62-53-3	Aniline	CARC 3 / MUTA 3
56-55-3	Benz[a]anthracene	CARC 2
71-43-2	Benzene	CARC 1 / MUTA 2
205-82-3	Benzo(j)fluoranthene	CARC 2
50-32-8	Benzo[a]pyrene	CARC 2 / MUTA 2 / REPRO 2
205-99-2	Benzo[b]fluoranthene	CARC 2
192-97-2	Benzo[e]pyrene	CARC 2
117-81-7	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	REPRO 2
80-05-7	Bisphenol A	REPRO 3
85-68-7	Butyl benzyl phthalate	REPRO 2 / REPRO 3
67-66-3	Chloroform	CARC 3
84-74-2	Dibutyl phthalate	REPRO 2 / REPRO 3
75-09-2	Dichloromethane	CARC 3
60-57-1	dieldrin	CARC 3
121-69-7	Dimethylphenylamine	CARC 3
76-44-8	Heptachlor	CARC 3
1024-57-3	Heptachlor epoxide	CARC 3
118-74-1	Hexachlorobenzene	CARC 2
2212-67-1	Molinate	CARC 3 / REPRO 3
25154-52-3	Nonylphenol	REPRO 3
95-53-4	o-Toluidine	CARC 2

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

CAS n°	nom du polluant	CMR EU
50-29-3	4,4'-Dichlorodiphenyltrichloroethane	CARC 3
50-29-3	p,p'-DDT	CARC 3
106-47-8	p-Chloroaniline	CARC 2
106-46-7	p-Dichlorobenzene	CARC 3
108-95-2	Phenol	MUTA 3
23950-58-5	Propyzamide	CARC 3
106-49-0	p-Toluidine	CARC 3
122-34-9	Simazine	CARC 3
127-18-4	Tetrachloroethylene	CARC 3
108-88-3	Toluene	REPRO 3
115-96-8	Tri(2-chloroethyl) phosphate	CARC 3
79-01-6	Trichloroethylene	CARC 2 / MUTA 3
126-73-8	Tri-n-butylphosphate	CARC 3

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANNEXE 4

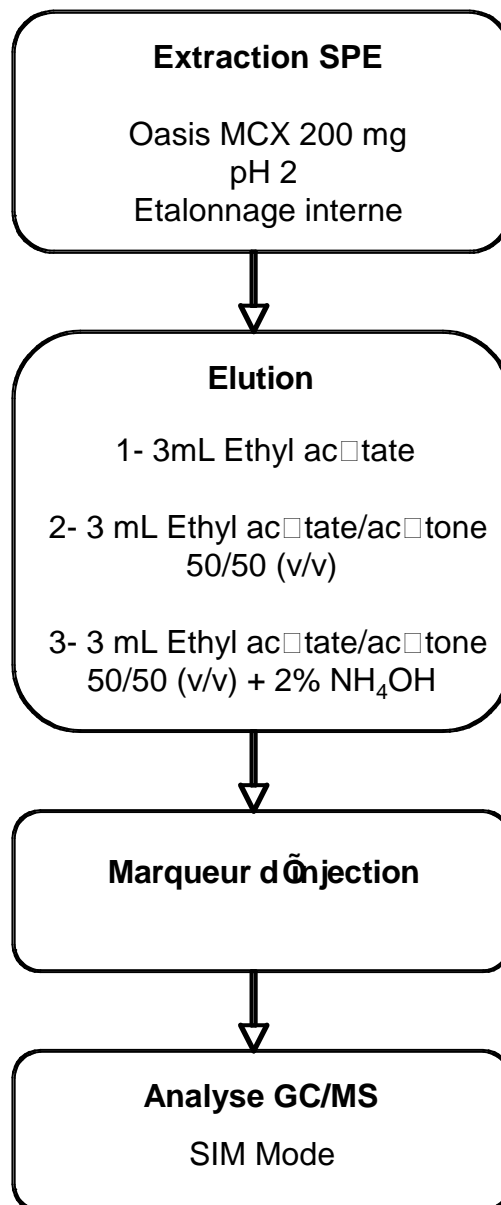
Paramètres globaux mesurés dans les lixiviats

Ref échantillon	Site n°1	Site n°2	Site n°3	Site n°4	Site n°5	Site n°6	Site n°7	Site n°8
Date prélèvement	23/10/06	24/10/06	25/10/06	26/10/06	27/10/06	28/10/06	29/10/06	30/10/06
pH	7,50	8,00	7,74	7,74	6,70	7,80	6,13	7,79
Conductivité(mS/cm)	4,85	32,40	24,00	20,10	11,12	22,50	8,85	32,30
DBO(mg O2/L)	550	10500	3800	100	700	100	580	170
DCO(mg O2/L)	830	25631	7104	3318	1589	2430	4160	5796
COT (mg C/L)	179	16164	1685	1651	601	1317	2328	2221
DBO/DCO	0,66	0,41	0,53	0,03	0,44	0,04	0,14	0,03
AGV(GC/FID)								
acide acétique	nd	159,00	37,30	23,50	480,00	10,80	3145,00	16,80
acide butyrique	nd	14,00	<LQ	<LQ	325,00	<LQ	102,00	<LQ
acide propionique	nd	12,00	12,00	14,00	<LQ	<LQ	12,20	13,30
acide valérique	nd	11,00	Nd	nd	27,30	nd	20,10	nd
Cations(Cl)								
Lithium(mg/L)	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sodium(mg/L)	575	2668	2021	1654	720	2349	755	3488
Ammonium(mg/L)	398	3932	2609	1860	626	2269	204	3103
Potassium(mg/L)	311	3323	1543	1561	397	840	126	1913
Magnésium(mg/L)	nd	nd	Nd	20,8	523	nd	192	nd
Calcium(mg/L)	nd	79,9	Nd	116	489	nd	2572	nd
Anions(Cl)								
Fluorures (mg/L)	58,3	44,9	57,5	56,5	48,3	50,7	423	48,3
Chlorures (mg/L)	649	3844	2766	3144	2548	3318	1490	5090
Nitrites (mg/L)	32,3	41	31,6	35,3	nd	nd	nd	nd
Bromures (mg/L)	nd	47,7	Nd	nd	nd	nd	nd	nd
Nitrates (mg/L)	118	77,4	111	122	nd	nd	nd	74,3
Phosphates (mg/L)	nd	nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd
Sulfates (mg/L)	42,1	nd	2146	nd	nd	145	69,3	483

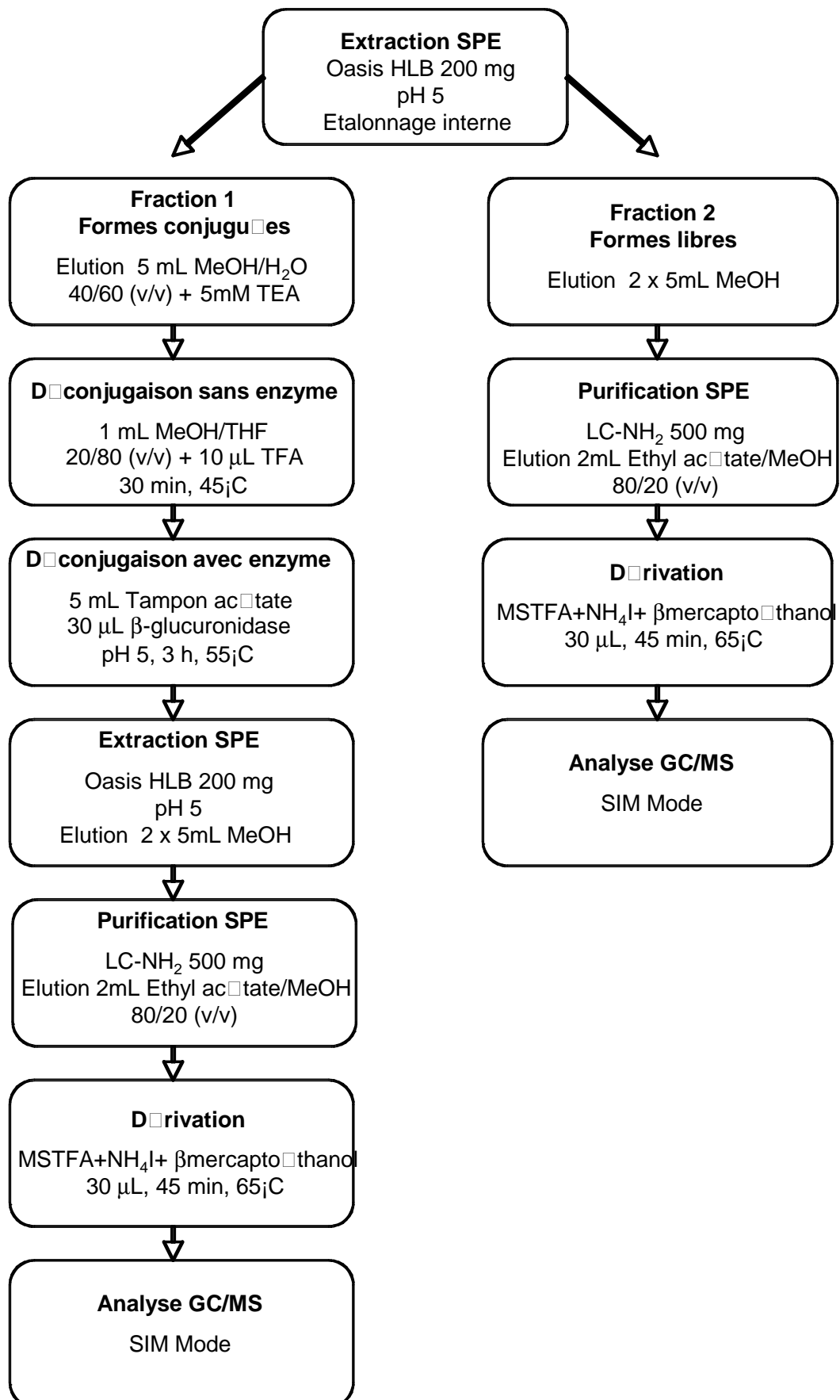
ANNEXE 5

PROTOCOLES D'ANALYSE DES ECHANTILLONS

PROTOCOLE ANALYTIQUE - DOSAGE DES PHARMACEUTIQUES PHASE DISSOUTE

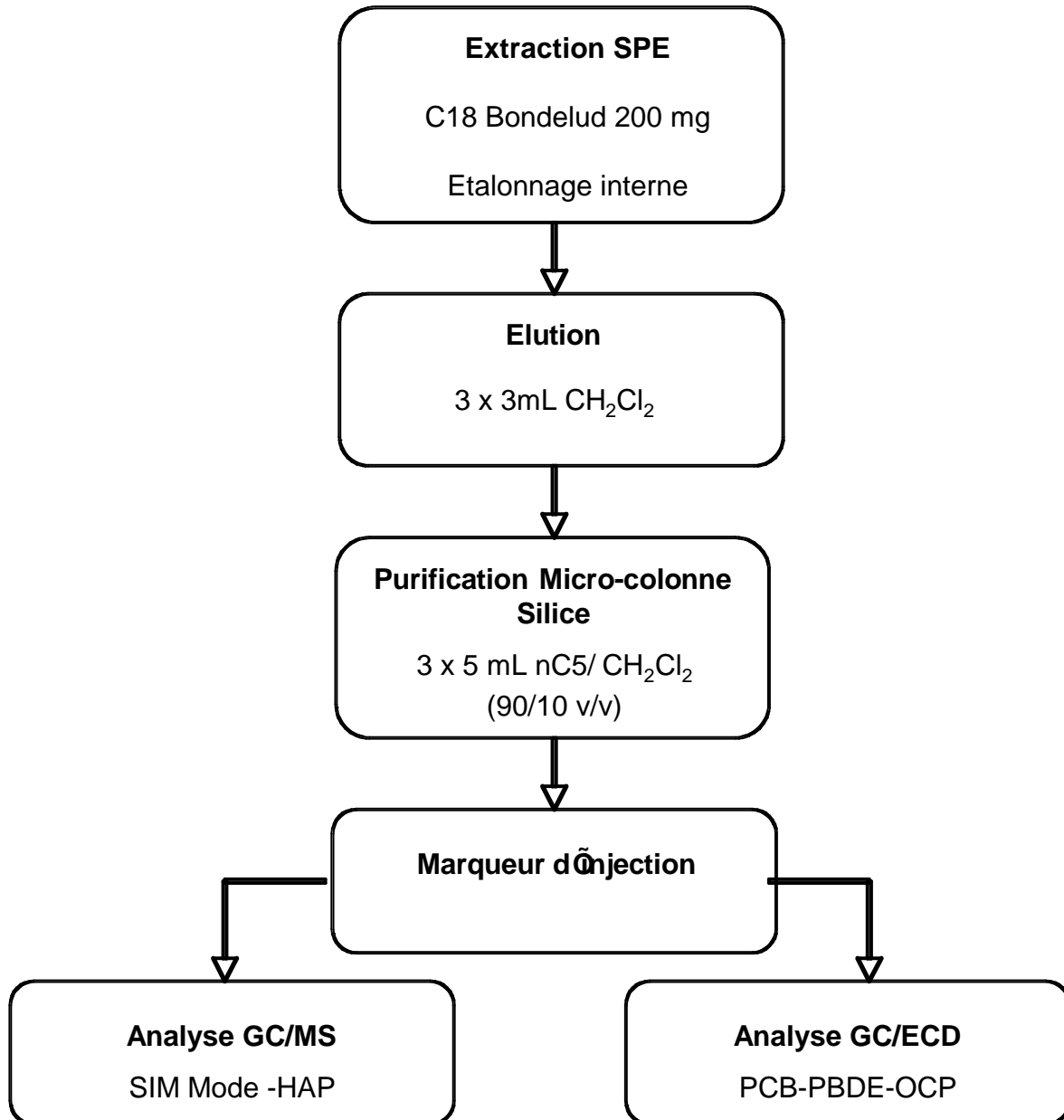


**PROTOCOLE ANALYTIQUE - DOSAGE DES STEROÏDES
PHASE DISSOUE**



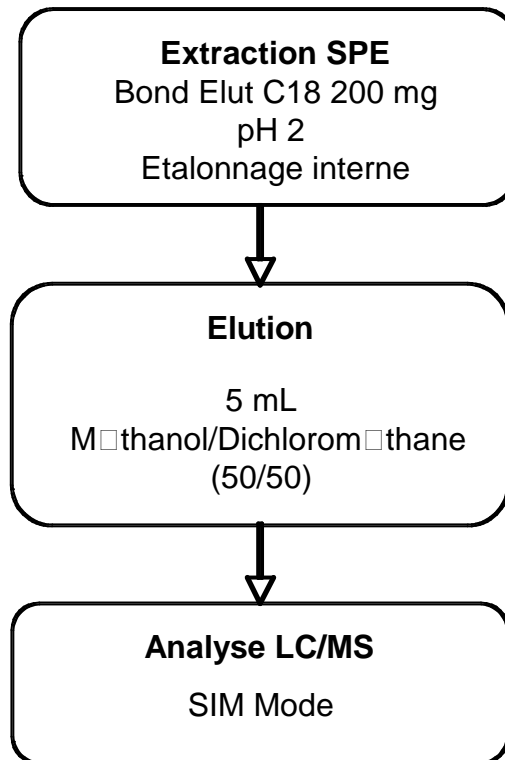
Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

**PROTOCOLE ANALYTIQUE - DOSAGE DES POLYCHLOROBIPHENYLS,
DES POLYBROMODIPHENYLETHER, DES PESTICIDES ORGANOCHLORES
ET DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES
PHASE DISSOUTE**



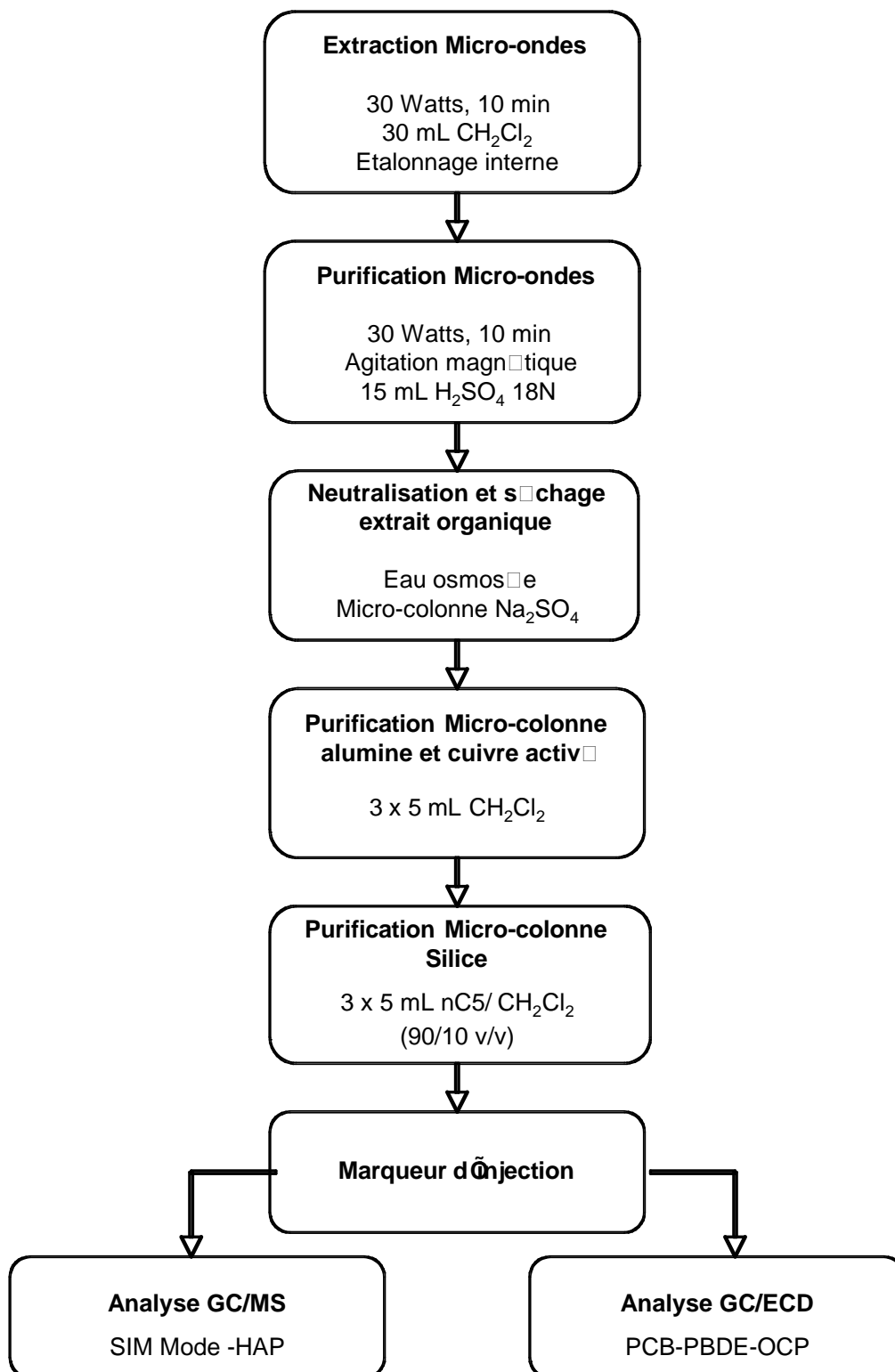
Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

**PROTCOLE ANALYTIQUE - DOSAGE DES ALKYLPHENOLS
PHASE DISSOUTE**



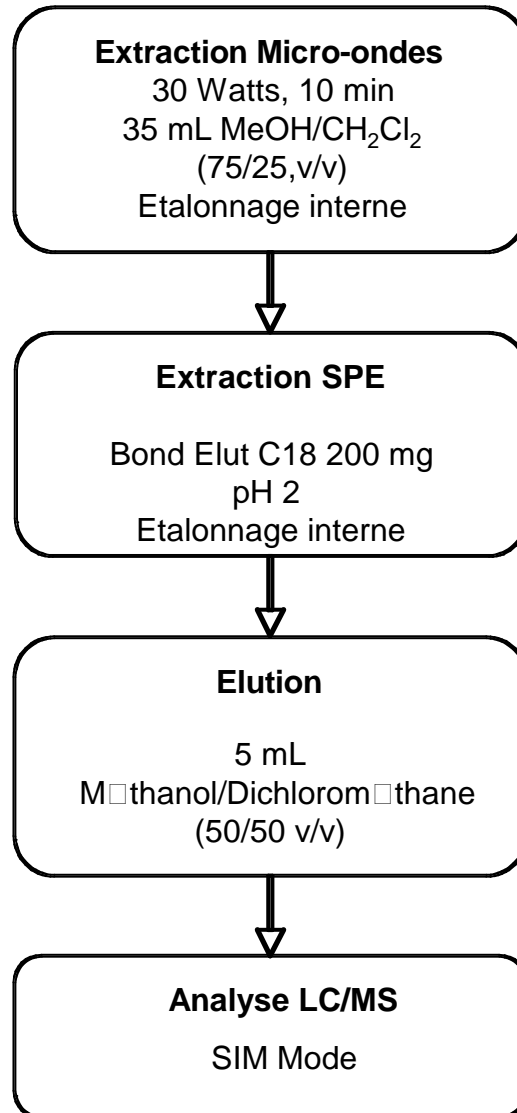
Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

PROTOCOLE ANALYTIQUE
DOSAGE DES POLYCHLOROBIPHENYLS, POLYBROMODIPHENYLETHER,
PESTICIDES ORGANOCHLORES ET HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES
PHASE PARTICULAIRE



Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

**PROTOCOLE ANALYTIQUE
DOSAGE DES ALKYLPHENOLS
PHASE PARTICULAIRE**



Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANNEXE 6

Conditions d'analyse des échantillons

ANALYSES DES PHARMACEUTIQUES

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase gazeuse : Agilent Technologies 6890 Séries

Injecteur	: Pulsed Splitless, 250°C
Volume injecté	: 1 µL
Temps de purge	: 1 min
Débit de purge	: 55,0 mL.min ⁻¹
Pression de pulse	: 30 psi
Temps de pulse	: 1 min
Gaz vecteur	: Hélium 6.0
Température de l'interface	: 280°C
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 30 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,3 mL/min
Programme de température	: température initiale : 90°C pd 2 min 1 ^{ère} rampe : 5°C.min ⁻¹ jusqu'à 250°C pd 5 min

- Spectromètre de masse : Agilent Technologies MSD 5973

Ionisation par impact électronique	: 70eV
Température de la source	: 230°C
Température du quadripole	: 150°C
Mode de détection	: Single Ion monitoring (SIM)

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Etalon interne</i>
Cafféine	CAF	194	DZ-d5
Carbamazepine	CARBA	193	DZ-d5
Diazepam	DZ	256	DZ-d5
Amitriptyline	AMI	58	AMI-d6
Imipramine	IMI	234	AMI-d6
Doxepine	DOX	58	AMI-d6
Nordiazepam	NDZ	242	NDZ-d5

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>
Diazepam	DZ-d5	261
Amitriptyline	AMI-d6	64
Nordiazepam	NDZ-d5	247
Pyrene-d10 (marqueur injection)	PYR-d10	212

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANALYSES DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase gazeuse : Agilent Technologies 6890 Séries

Injecteur	: Pulsed Splitless, 270°C
Volume injecté	: 1 µL
Temps de purge	: 1 min
Débit de purge	: 60,4 mL.min ⁻¹
Pression de pulse	: 25 psi
Temps de pulse	: 1 min
Gaz vecteur	: Hélium 6.0
Température de l'interface	: 280°C
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 30 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,3 mL/min
Programme de température	: température initiale : 70°C pd 2 min 1 ^{ère} rampe : 5°C.min ⁻¹ jusqu'à 330°C pd 5 min

- Spectromètre de masse : Agilent Technologies MSD 5973

Ionisation par impact électronique	: 70eV
Température de la source	: 230°C
Température du quadripole	: 150°C
Mode de détection	: Single Ion monitoring (SIM)

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Etalon interne</i>
Naphtalène	N	128	N-d8
Méthyl-naphtalènes	MN	142	N-d8
Diméthyl-naphtalènes	DMN	156	N-d8
Triméthyl-naphtalènes	TMN	170	N-d8
Tétraméthyl-naphtalènes	TeMN	184	N-d8
Acenaphtène	Ace	152	P-d10
Acénaphtylène	Acy	154	P-d10
Fluorène	F	166	P-d10
Dibenzothiophène	DBT	184	DBT-d8
Méthyl-dibenzothiophène	MDBT	198	DBT-d8
Phénanthrène	P	178	P-d10
Anracène	An	178	An-d10
Méthyl-phénanthrènes	MP	192	P-d10
Diméthyl-phénanthrènes	DMP	206	P-d10
Triméthyl-phénanthrènes	TMP	220	P-d10

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Fluoranthène	Fluo	202	Fluo-d10
Pyrène	Pyr	202	Fluo-d10
Benzo(a)Anthracène	BaA	228	Chrys-d12
Chrysene + Triphénylène	Chrys + Triph	228	Chrys-d12
Méthyl-chrysènes	MChrys	242	Chrys-d12
2,1-benzonaphtothiophène	2,1-BNT	234	Chrys-d12
Benzo(b,j,k)fluoranthène	BbF+BjF+BkF	252	BeP-d12
Benzo(e)pyrène	BeP	252	BeP-d12
Benzo(a)pyrène	BaP	252	BaP-d12
Pérylène	Per	252	BeP-d12
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	IP	276	BP-d12
Dibenzo(a,h)+(a,c)anthracène	DacA+DahA	278	BP-d12
Benzo(g,h,i)pérylène	BP	276	BP-d12

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>
Naphtalène-d8	N-d8	136
Dibenzothiophène-d8	DBT-d8	192
Phénanthrène-d10	P-d10	188
Antracène-d10	An-d10	188
Fluoranthène-d12	Fluo-d10	212
Pyrène-d12 (marqueur injection)	Pyr-d10	212
Benzo(b)fluoranthène-d12 (marqueur injection)	BbF-d12	264
Benzo(e)pyrène-d12	BeP-d12	264
Benzo(a)pyrène-d12	BaP-d12	264
Benzo(g,h,i)pérylène-d12	BP-d12	288

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANALYSES DES STEROIDES

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase gazeuse : Agilent Technologies 6890 Séries

Injecteur	: Pulsed Splitless, 250°C
Volume injecté	: 2 µL
Temps de purge	: 1,5 min
Débit de purge	: 60,0 mL.min ⁻¹
Pression de pulse	: 25 psi
Temps de pulse	: 1,5 min
Gaz vecteur	: Hélium 5.6
Température de l'interface	: 280°C
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 30 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,3 mL/min
Programme de température	: température initiale : 90°C pd 1 min 1 ^{ère} rampe : 7,5°C.min ⁻¹ jusqu'à 290°C pd 5 min

- Spectromètre de masse: Agilent Technologies MSD 5973

Ionisation par impact électronique	: 70eV
Température de la source	: 230°C
Température du quadripole	: 150°C
Mode de détection	: Single Ion monitoring (SIM)

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Ion de confirmation (m/z)</i>	<i>Etalon interne</i>
Oestrone	E1	414	399	E2-d4
17β-oestradiol	E2	416	285	E2-d4
Progestérone	Pg	458	443	T-d3
17&-éthynylœstradiol	EE2	425	440	EE2-d4
Mestranol	MeEE2	367	227	EE2-d4
Noréthindrone	No	442	287	T-d3
Lévonorgestrel	Dn	456	316	T-d3

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>
17β-oestradiol-d4	E2-d4	420
Testosterone-d3	T-d3	435
17&-éthynylœstradiol-d4	EE2-d4	429

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

**ANALYSES DES POLYCHLOROBIPHENYLS (PCB),
POLYBROMODIPHENYLETHER (PBDE) ET PESTICIDES ORGANOCHLORES
(OCP)**

**CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN DETECTEUR A CAPTURE
D'ELECTRON**

- Chromatographe en phase gazeuse : Hewlett Packard 5890 Séries II

Injecteur	: Splitless, 280°C
Volume d'injection	: 1µL
Temps de purge	: 1 min
Débit de purge	: 60,5 mL.min ⁻¹
Gaz vecteur	: Hélium
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 60 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,5 mL/min
Programme de température	: température initiale : 80°C pd 1 min 1 ^{ère} rampe : 10°C.min ⁻¹ jusqu'à 200°C pd 2 min 2 ^{ième} rampe : 2°C.min ⁻¹ jusqu'à 320°C pd 2 min

- Détecteur à capture d'électrons : Hewlett Packard 19233-60576

Source scellée radioactive	: ⁶³ Ni
Activité de la source	: 555 MBq
Température du détecteur	: 320°C
Gaz d'appoint	: Azote 5.0
Débit du gaz d'appoint	: 60 mL.m ⁻¹

<i>Composés natifs</i>	<i>Etalon interne</i>
Aldrin	4,4' DDT-d8
Cis-chlordane	4,4' DDT-d8
Dieldrin	4,4' DDT-d8
2,4'DDE	4,4' DDT-d8
2,4'DDD	4,4' DDT-d8
4,4' DDE	4,4' DDT-d8
4,4'DDD	4,4' DDT-d8
2,4'DDT	4,4' DDT-d8
4,4'DDT	4,4' DDT-d8
Gamma-HCH	4,4' DDT-d8
Heptachlor	4,4' DDT-d8
Heptachlore-epoxide	4,4' DDT-d8
Hexachlorobenzene	4,4' DDT-d8
Mirex	4,4' DDT-d8
Trans-nonachlor	4,4' DDT-d8

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviations</i>	<i>Etalon interne</i>
2,4' dichlorobiphenyl	PCB 8	PCB 30
2,2',5 trichlorobiphenyl	PCB 18	PCB 30
2,4,4' trichlorobiphenyl	PCB 28	PCB 30
2,4,5 trichlorobiphenyl	PCB 29	PCB 30
2,2',3,5' tétrachlorobiphenyl	PCB 44	PCB 103
2,2',4,6 tétrachlorobiphenyl	PCB 50	PCB 30
2,2',5,5' tétrachlorobiphenyl	PCB 52	PCB 103
2,3',4,4' tétrachlorobiphenyl	PCB 66	PCB 103
3,3',4,4' tétrachlorobiphenyl	PCB 77	PCB 155
2,2',3,4,5' pentachlorobiphenyl	PCB 87	PCB 155
2,2',4,5,5' pentachlorobiphenyl	PCB 101	PCB 155
2,2',4,6,6' pentachlorobiphenyl	PCB 104	PCB 103
2,3,3',4,4' pentachlorobiphenyl	PCB 105	PCB 198
2,3,4,4',5 pentachlorobiphenyl	PCB 118	PCB 198
3,3',4,4',5 pentachlorobiphenyl	PCB 126	PCB 198
2,2',3,3',4,4' hexachlorobiphenyl	PCB 128	PCB 198
2,2',3,4,4',5 hexachlorobiphenyl	PCB 138	PCB 198
2,2',4,4',5,5' hexachlorobiphenyl	PCB 153	PCB 198
2,2',4,4',5,6' hexachlorobiphenyl	PCB 154	PCB 198
2,2',3,3',4,4',5 heptachlorobiphenyl	PCB 170	PCB 198
2,2',3,4,4',5,5' heptachlorobiphenyl	PCB 180	PCB 198
2,2',3,4',5,5',6 heptachlorobiphenyl	PCB 187	PCB 198
2,2',3,4',5,6,6' heptachlorobiphenyl	PCB 188	PCB 198
2,2',3,3',4,4',5,5' octachlorobiphenyl	PCB 194	PCB 198
2,2',3,3',4,4',5,6 octachlorobiphenyl	PCB 195	PCB 198
2,2',3,3',4,5',6,6' octachlorobiphenyl	PCB 201	PCB 198
2,2',3,3',4,4',5,5',6 nonachlorobiphenyl	PCB 206	PCB 198
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6' décachlorobiphenyl	PCB 209	PCB 198

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviations</i>	<i>Etalon interne</i>
2,2',4,4'tétrabromodiphenylether	PBDE 47	PCB 198
2,2',4,4',5 pentabromodiphenylether	PBDE 99	PCB 198
2,3',4,4',6 pentabromodiphenylether	PBDE 119	PCB 198
2,2',4,4',5,5' hexabromodiphenylether	PBDE 153	PCB 198

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviations</i>
2,4,6 trichlorobiphenyl	PCB 30
2,2',4,5',6 pentachlorobiphenyl	PCB 103
2,2',4,4',6,6' hexachlorobiphenyl	PCB 155
2,2',3,3',4,5,5',6 octachlorobiphenyl	PCB 198
Octachloronaphtalène (marqueur injection)	OCN

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANALYSES DES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILES (VOC ET BTEX)

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase gazeuse : Agilent Technologies 6890 Séries

Injecteur	: Splitless, 250°C
Temps de purge	: 6 min
Débit de purge	: 64,5 mL.min ⁻¹
Gaz vecteur	: Hélium 5.6
Température de l'interface	: 280°C
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 30 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,3 mL/min
Programme de température	: température initiale : 40°C pd 5 min 1 ^{ère} rampe : 10°C.min ⁻¹ jusqu'à 100°C pd 1 min 2 ^{ième} rampe : 30°C.min ⁻¹ jusqu'à 310°C pd 1 min

- Micro-extraction sur phase solide en espace de tête : Combi-Pal AlphaMos

Fibre	: Polydiméthylsiloxane 100µm
Temps de pré-incubation	: 10 min
Température d'incubation	: 50 °C
Vitesse d'agitation pré-incubation	: 250 rpm
Temps d'extraction	: 30 min
Temps de désorption	: 50 min

- Spectromètre de masse : Agilent Technologies MSD 5972

Ionisation par impact électronique	: 70eV
Mode de détection	: Single Ion monitoring

<i>Composés natifs</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Ion de confirmation (m/z)</i>
Chlorobenzene	112	77
1,2 Dichlorobenzene	146	111
1,3 Dichlorobenzene	146	111
1,4 Dichlorobenzene	146	111
Dichloromethane	49	84
1,1 Dichloroethane	63	98
1,2 Dichloroethane	62	98
1,1 Dichloroethene	61	96
cis-1,2 Dichloroethene	61	96
Isopropylbenzene	105	120
4-Isopropyltoluene	119	91
Naphtalène	128	-

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Styrene	104	78
Tetrachloroethene	166	164-131
1,2,3 Trichlorobenzene	180	145
1,2,4 Trichlorobenzene	180	145
1,1,1 Trichloroethane	97	61
1,1,2 Trichloroethane	61	97-132
Trichloroethene	130	95-60
Trichloromethane	83	47

<i>Composés natifs</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Ion de confirmation (m/z)</i>
Benzene	105	-
Toluene	91	39
Ethylbenzene	91	106
p+m-Xylene	91	106
o-Xylene	91	106
1,2,4 Trimethylbenzene	105	120
1,3,5 Trimethylbenzene	105	120

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANALYSES DES PHTHLATES

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase gazeuse : Agilent Technologies 6890 Séries

Injecteur	: Splitless, 250°C
Temps de purge	: 6 min
Débit de purge	: 64,5 mL.min ⁻¹
Gaz vecteur	: Hélium 5.6
Température de l'interface	: 280°C
Colonne	: HP-5MS (J&W Scientific) 5% Phenyl Methyl Siloxane 30 m x 0,25 mm diam x 0,25 µm d'épaisseur de phase
Débit du gaz vecteur	: 1,3 mL/min
Programme de température	: température initiale : 40°C pd 5 min 1 ^{ère} rampe : 10°C.min ⁻¹ jusqu'à 310°C pd 5 min

- Micro-extraction sur phase solide en immersion : Combi-Pal AlphaMos

Fibre	: Polydiméthylsiloxane 100µm
Temps de pré-incubation	: 10 min
Température d'incubation	: 45 °C
Vitesse d'agitation pré-incubation	: 250 rpm
Temps d'extraction	: 60 min
Temps de désorption	: 50 min

- Spectromètre de masse : Agilent Technologies MSD 5972

Ionisation par impact électronique	: 70eV
Mode de détection	: Single Ion monitoring

<i>Composés</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Ion de confirmation (m/z)</i>
Benzoic acid-benzyl ester	105	91
Phthalic acid, benzylbutyl ester	149	91
Phthalic acid, bis-amyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-2-n-butoxyethyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-butyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-cyclohexyl ester	149	167
Phthalic acid, bis-2-ethoxyethyl ester	149	72-104
Phthalic acid, bis-ethyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-2-ethylhexyl ester	149	67
Phthalic acid, bis-hexyl ester	149	104-76
Phthalic acid, bis-iso-butyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-methyl ester	163	-

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Phthalic acid, bis-methylglycol ester	149	-
Phthalic acid, bis-4-2-pentyl ester	149	-
Phthalic acid, bis-nonyl ester	149	57
Phthalic acid, bis-1-octyl ester	149	167
Phthalic acid, hexyl-2-ethylhexyl ester	149	-

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANALYSES DES ALKYLPHENOLS

CHROMATOGRAPHIE EN PHASE LIQUIDE COUPLEE A UN SPECTROMETRE DE MASSE

- Chromatographe en phase liquide : Agilent Technologies 1100

Volume injecté : 5 µL
 Débit : 0,150 mL.min⁻¹
 Phase mobile : A : 40 % MeOH/Eau/ Acétate d'ammonium
 B : 60% MeOH

Colonne : KROMASIL C18
 150 mm x 2 mm ID, porosité 3 µm

- Spectromètre de masse: Agilent Technologies 1100 series LC/MSD

ESI Négatif

Gradient :

Temps	% de B
0	60
2	60
7	80
25	80
26	60
36	60

Température de l'azote : 350 °C
 Débit du gaz séchant : 10 l/min.
 Pression de Nébulisation : 15 psig

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Etalon interne</i>
4-Nonylphénol	4NP	219	4-nNP
4-ter-Octylphénol	4-t-OP	205	4-nNP
Acide Nonylphénoxy acétique	NP1EC	277	4-nNP
Bisphénol A	BPA	227	BPA d16

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>
4-Nonylphénol (forme linéaire)	4-nNP	219
Bisphénol A d16	BPA d16	241

ESI Positif

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Gradient :

Temps	% de B
0	60
2	60
7	80
35	80
38	60
52	60

Température de l'azote : 350 °C
 Débit du gaz séchant : 10 l/min.
 Pression de Nébulisation : 30 psig

<i>Composés natifs</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>	<i>Etalon interne</i>
4-Nonylphénol monoéthoxylé	4-NP1EO	282	4-nNP1EO
4-Nonylphénol diéthoxylé	4-NP2EO	331	4-nNP2EO

<i>Composés étalons internes</i>	<i>Abréviation</i>	<i>Ion de quantification (m/z)</i>
Nonylphénol monoéthoxylé (forme linéaire)	4-nNP1EO	282
Nonylphénol diéthoxylé (forme linéaire)	4-nNP2EO	331

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANNEXE 7

Concentrations des métaux totaux dans les lixiviats

	LQ	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Sn	3	74 ± 2	1371 ± 21	317 ± 19	267 ± 2	< 3 (LQ)	13,5 ± 0,5	< 3 (LQ)	150 ± 25
As	0,7	14,9 ± 0,6	197 ± 2	170 ± 3	738 ± 18	18,2 ± 0,8	192 ± 2	46 ± 1	452 ± 2
Pb	2	7,4 ± 0,9	41,6 ± 0,3	23 ± 1	22,3 ± 0,2	6,1 ± 0,9	3,6 ± 0,1	4,6 ± 0,1	6 ± 1
Cu	4	< 4 (LQ)	54 ± 1	2,9 ± 0,4	24,2 ± 0,3	< 4 (LQ)	11 ± 1	< 4 (LQ)	9 ± 1
Cr	5	83 ± 1	2633 ± 65	903 ± 45	1035 ± 17	137 ± 4	706 ± 28	83 ± 6	1284 ± 189
Ni	1	42 ± 1	355 ± 14	401 ± 26	187 ± 10	112 ± 5	198 ± 14	30 ± 2	322 ± 28
Zn	20	143 ± 7	618 ± 16	287 ± 18	472 ± 3	429 ± 33	71 ± 2	476 ± 11	179 ± 30
Cd	0,1	0,44 ± 0,04	1,49 ± 0,06	0,61 ± 0,03	1,02 ± 0,03	16,6 ± 0,3	0,35 ± 0,01	0,31 ± 0,01	0,64 ± 0,02
Al	30	5264 ± 120	5211 ± 150	1826 ± 222	1902 ± 70	5300 ± 507	915 ± 72	3820 ± 260	2995 ± 186
Mn	2	2380 ± 120	621 ± 34	127 ± 7	529 ± 8	4798 ± 54	109 ± 8	8305 ± 646	186 ± 25
Hg	1,5	< 1,5 (LQ)	1,66 ± 0,01	1,95 ± 0,01	4,95 ± 0,09	< 1,5 (LQ)	17 ± 1	< 1,5 (LQ)	< 1,5 (LQ)
Fe	100	21852 ± 8	13200 ± 246	4787 ± 226	8436 ± 25	71672 ± 5527	127435 ± 1775	47450 ± 2854	3396 ± 107

Résultats des dosages quantitatifs des métaux, exprimés en $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Incertitude exprimée avec un intervalle de confiance à 95% sur la base de deux répliques. LQ : Limite de quantification en $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

ANNEXE 8

Solutions analytiques dans le cas d'une transmissivité d'interface uniforme

HYPOTHESES GENERALES

Les hypothèses rappelées ici sont celles qui sont nécessaires pour pouvoir utiliser l'équation de Navier-Stokes dans l'interface de l'étanchéité composite, et réaliser son intégration. Elles permettent également d'utiliser la loi de Darcy dans l'étanchéité minérale. Elles constituent les limites de validité des solutions analytiques proposées dans la suite de ce paragraphe. On suppose donc que :

- ↪ la transmissivité d'interface est uniforme ;
- ↪ dans le cas d'un défaut circulaire, l'écoulement est radial dans l'interface ;
- ↪ dans le cas d'un défaut longitudinal, l'écoulement est unidirectionnel dans l'interface et perpendiculaire au plan de symétrie du défaut longitudinal considéré ;
- ↪ l'écoulement a lieu en régime permanent ;
- ↪ l'étanchéité minérale est saturée ;
- ↪ l'écoulement à travers le sol est monodimensionnel et vertical ;
- ↪ ni le défaut dans la géomembrane, ni les couches situées au dessus de l'étanchéité composite ne limitent le débit de fuite dans le cas des défauts longitudinaux.

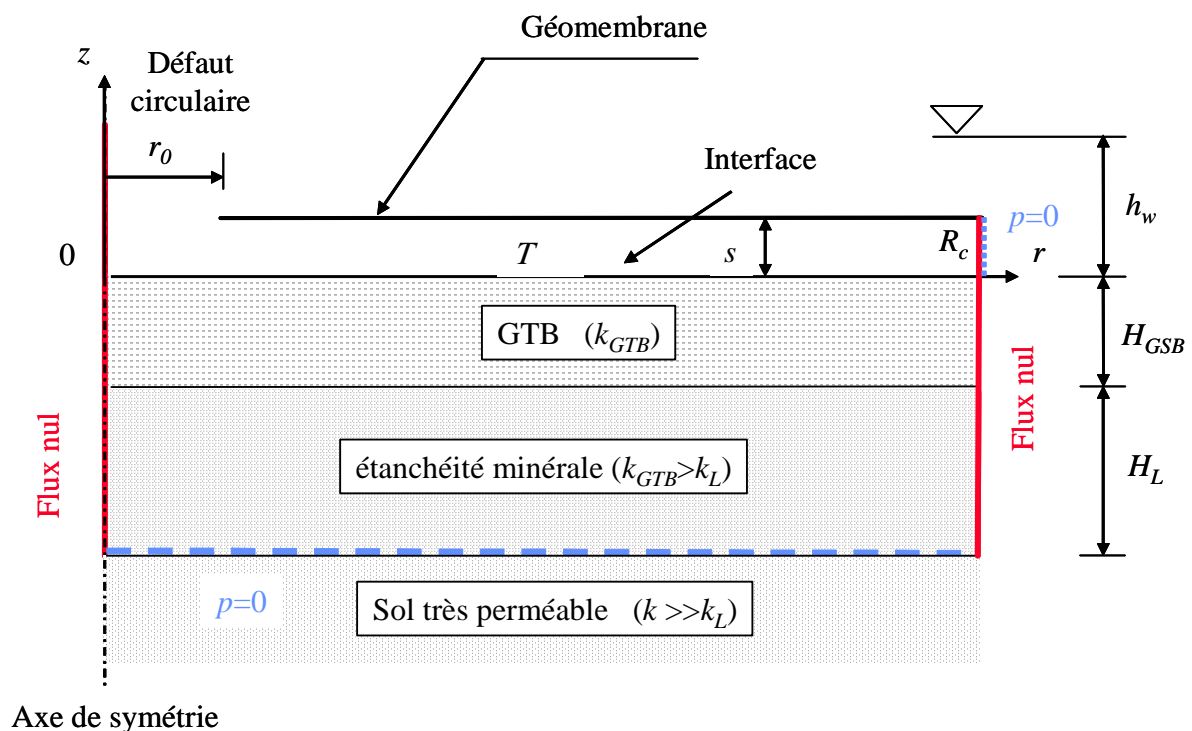


Figure 1. Schéma de la géométrie de l'étanchéité composite dans le cas axisymétrique pour un sol multicouche, adapté de Rowe (1998).

PRESENTATION DE L'ETANCHEITE COMPOSITE ETUDIEE

L'étanchéité composite étudiée est décrite à la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** dans le cas d'un défaut circulaire dans la géomembrane et pour les étanchéités composites

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

géomembrane - géotextile bentonitique. On considère un cylindre de sol de rayon R_c , comportant trois couches de sol différentes sous la géomembrane endommagée :

- ↳ Le géotextile bentonitique d'épaisseur H_{GTB} et de conductivité hydraulique k_{GTB} ;
- ↳ La couche d'étanchéité minérale que le géotextile bentonitique renforce, plus perméable que le GTB, d'épaisseur H_L et de conductivité hydraulique k_L ;
- ↳ une troisième couche très perméable, qui peut être soit une couche drainante soit un aquifère.

L'association des deux premières couches d'étanchéité est équivalente à une couche d'un matériau d'étanchéité d'épaisseur H_s et de conductivité hydraulique k_s , avec k_s défini par :

$$\frac{H_s}{k_s} = \frac{H_{GTB} + H_L}{k_s} = \frac{H_{GTB}}{k_{GTB}} + \frac{H_L}{k_L} \quad (1)$$

Dans le cas des étanchéités composites géomembrane - argile, on considère que l'étanchéité minérale comporte une couche unique d'épaisseur H_L et de conductivité hydraulique k_L .

CONDITIONS AUX LIMITES

La condition à la limite sous l'étanchéité minérale est une pression relative nulle à la base de la couche de fondation, ce qui correspond respectivement à la présence d'une couche drainante ou d'un aquifère (Rowe, 1998).

La condition à la limite amont de l'interface correspond à la charge hydraulique appliquée sur l'étanchéité. On considère en effet que les pertes de charge hydraulique à la traversée du défaut sont négligeables, comme l'ont suggéré Giroud & Bonaparte (1989). Nous avons vérifié la validité de cette hypothèse (Touze-Foltz, 2001).

Les conditions limites aval intéressantes dans le cas des étanchéités composites sont les conditions limites dites de terrain pour lesquelles la pression relative et le débit en sortie de l'interface sont nuls. Ceci correspond à l'infiltration de l'intégralité du débit entrant par le défaut de la géomembrane dans l'étanchéité minérale. Cette condition limite représente la limite de validité de l'hypothèse de saturation du sol et de l'interface.

SOLUTION ANALYTIQUE DANS LE CAS D'UN DEFAUT CIRCULAIRE DANS LA GEOMEMBRANE

Nous avons utilisé la solution analytique donnée par l'équation 2, proposée par Rowe (1998) et dont nous avons modifié l'écriture (Touze-Foltz *et al.*, 1999) pour quantifier le débit de fuite, Q , lié à l'existence d'un défaut circulaire dans la géomembrane :

$$Q = \pi r_0^2 k_s \frac{h_w + H_s}{H_s} - 2\pi r_0 T \alpha [AI_1(\alpha r_0) - BK_1(\alpha r_0)] \quad (2)$$

avec r_0 le rayon du défaut, k_s la conductivité hydraulique de l'étanchéité minérale, h_w la charge hydraulique appliquée sur la géomembrane, H_s l'épaisseur de l'étanchéité minérale, T la transmissivité d'interface, I_1 et K_1 les fonctions modifiées de Bessel de premier ordre, α donné par l'équation 3 et A et B des paramètres donnés par les équations 4 et 5 respectivement :

$$\alpha = \sqrt{\frac{k_s}{T H_s}} \quad (3)$$

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

$$A = \frac{(h_w + H_s)K_1(\alpha R_c)}{K_1(\alpha R_c)I_0(\alpha r_0) + K_0(\alpha r_0)I_1(\alpha R_c)} \quad (4)$$

$$B = \frac{(h_w + H_s)I_1(\alpha R_c)}{K_1(\alpha R_c)I_0(\alpha r_0) + K_0(\alpha r_0)I_1(\alpha R_c)} \quad (5)$$

T la transmissivité d'interface peut être obtenue par utilisation de la loi cubique :

$$T = \frac{gs^3}{12\nu} \quad (6)$$

avec g , le module d'accélération de la pesanteur, s l'épaisseur de l'interface, ν la viscosité cinématique du liquide, K_0 et I_0 les fonctions modifiées de Bessel d'ordre 0 et R_c le rayon de la surface d'infiltration, qui est obtenu en résolvant l'équation suivante (charge hydraulique nulle au rayon R_c):

$$AI_0(\alpha R_c) + BK_0(\alpha R_c) - H_s = 0 \quad (7)$$

SOLUTION ANALYTIQUE DANS LE CAS D'UN DEFAUT LONGITUDINAL DANS LA GEOMEMBRANE

Dans le cas des défauts longitudinaux dans la géomembrane nous avons utilisé la solution analytique donnée par l'équation 8 (Giroud & Touze-Foltz, 2005) :

$$Q_L = bk_s \left(1 + \frac{h_w}{H_s} \right) + 2 \sqrt{k_s T h_w} \left(2 + \frac{h_w}{H_s} \right) \quad (8)$$

avec Q_L le débit de fuite par unité de longueur de défaut longitudinal et b la largeur du défaut.

La solution analytique obtenue dans le cas des défauts longitudinaux permet d'obtenir simplement le débit de fuite Q_L , contrairement au cas de la solution obtenue pour un défaut circulaire dans la géomembrane qui nécessite la résolution numérique de l'équation 7 pour rechercher le rayon de la surface d'infiltration.

DEFAUTS LONGITUDINAUX DE LONGUEUR FINIE

Nous nous sommes intéressés (Giroud & Touze-Foltz, 2005 ; Touze-Foltz & Barroso, 2006) à l'influence des effets de bords pour un défaut longitudinal de longueur finie. Le défaut longitudinal de longueur L finie est découpé en un défaut longitudinal de longueur $L-b$ et deux demi-cercles de diamètre b (voir figure 2). Nous avons montré numériquement (Saïdi *et al.*, 2006) que le remplacement des deux demi-cercles par deux demi carrés de côté de longueur b ne modifiait pas significativement le débit obtenu aux extrémités du défaut. Nous avons mis en évidence que pour la plupart des défauts longitudinaux les débits aux extrémités ne peuvent pas être négligés. Cette conclusion est également valable pour les plis endommagés, même si l'influence des extrémités est moins importante (Giroud & Touze-Foltz, 2005). Il est

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

aussi vrai dans le cas des étanchéités composites géomembrane – géotextile bentonitique (Touze-Foltz & Barroso, 2006). Le débit total engendré par le défaut longitudinal est alors obtenu comme la somme du débit dû à un défaut longitudinal de longueur $L-b$ par l'intermédiaire de la solution analytique donnée par l'équation 8, et le débit dû à un défaut circulaire de diamètre b , calculé à partir de la solution analytique donnée par l'équation 2.

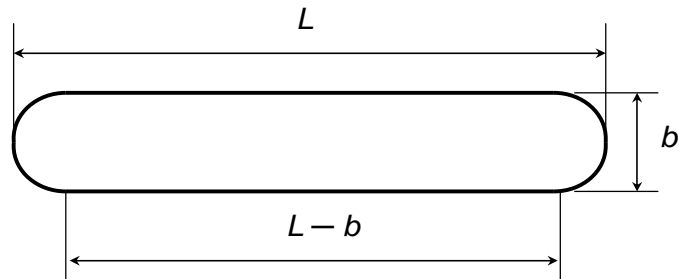


Figure 2. Vue de dessus d'un défaut longitudinal de longueur finie

ANNEXE 9

Generation-adjusted discounting

- Expression analytique (Bayer, 2003)

$$VAN = \sum_{j=0}^{L-1} (L-j)(c_j/G_j)(1+r_j+e_jg_j)^{-j} + \sum_{l=1}^T [(1+elgl)^{-l} \sum_{i=1}^{l+(L-1)} (c_i/G_i)(1+ri+eigi)^{-(i-l)}]$$

Avec

VAN : Valeur actuelle nette

T : horizon temporel considéré

L : espérance de vie de chaque génération (ou cohorte annelle)

c_k : consommation à l'année k, nulle pour $k > T$

G_k : nombre de générations vivant simultanément l'année k

r_k : taux de préférence pure pour le présent de la génération née l'année k

e_k : élasticité marginale de l'utilité de la génération née l'année k

g_k : taux de croissance de la consommation de la génération née l'année k

avec k égal à i ou l, indices associés aux générations vivant les années i ou l

Modalités d'application à l'exemple traité (Méry et Bayer, 2005)

Applying GAD, we calculate present values in decadal steps assuming that all generations live for exactly eight decades. This sufficiently represents the average life expectancy in industrialized countries, which is our assumed framework. Thus, at each point in time, eight simultaneously living generations of different age exist. At the end of each decade, the oldest generation dies and a new generation is born. This is shown in table 1. At the beginning of our planning horizon, t_0 , eight generations exist which are affected by equally distributed total costs. At the end of time period t_0 , the oldest generation A dies and a new generation I is born, which lives up to time period t_8 . The rest proceeds analogously.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Generation	t_0	t_1	t_2	t_3	t_4	t_5	t_6	t_7	t_8	T_9	T_{10}	t_{11}	t_{12}	t_{13}	t_n
A	c_0														
B	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$													
C	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$												
D	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$	$c_3 \cdot \theta^{-3}$											
E	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$	$c_3 \cdot \theta^{-3}$	$c_4 \cdot \theta^{-4}$										
F	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$	$c_3 \cdot \theta^{-3}$	$c_4 \cdot \theta^{-4}$	$c_5 \cdot \theta^{-5}$									
G	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$	$c_3 \cdot \theta^{-3}$	$c_4 \cdot \theta^{-4}$	$c_5 \cdot \theta^{-5}$	$c_6 \cdot \theta^{-6}$								
H	c_0	$c_1 \cdot \theta^{-1}$	$c_2 \cdot \theta^{-2}$	$c_3 \cdot \theta^{-3}$	$c_4 \cdot \theta^{-4}$	$c_5 \cdot \theta^{-5}$	$c_6 \cdot \theta^{-6}$	$c_7 \cdot \theta^{-7}$							
I		c_1	$c_2 \cdot \theta^{-1}$	$c_3 \cdot \theta^{-2}$	$c_4 \cdot \theta^{-3}$	$c_5 \cdot \theta^{-4}$	$c_6 \cdot \theta^{-5}$	$c_7 \cdot \theta^{-6}$	$c_8 \cdot \theta^{-7}$						
J			c_2	$c_3 \cdot \theta^{-1}$	$c_4 \cdot \theta^{-2}$	$c_5 \cdot \theta^{-3}$	$c_6 \cdot \theta^{-4}$	$c_7 \cdot \theta^{-5}$	$c_8 \cdot \theta^{-6}$	$c_9 \cdot \theta^{-7}$					
K				c_3	$c_4 \cdot \theta^{-1}$	$c_5 \cdot \theta^{-2}$	$c_6 \cdot \theta^{-3}$	$c_7 \cdot \theta^{-4}$	$c_8 \cdot \theta^{-5}$	$c_9 \cdot \theta^{-6}$	$c_{10} \cdot \theta^{-7}$				
L					c_4	$c_5 \cdot \theta^{-1}$	$c_6 \cdot \theta^{-2}$	$c_7 \cdot \theta^{-3}$	$c_8 \cdot \theta^{-4}$	$c_9 \cdot \theta^{-5}$	$c_{10} \cdot \theta^{-6}$	$c_{11} \cdot \theta^{-7}$			
M						c_5	$c_6 \cdot \theta^{-1}$	$c_7 \cdot \theta^{-2}$	$c_8 \cdot \theta^{-3}$	$c_9 \cdot \theta^{-4}$	$c_{10} \cdot \theta^{-5}$	$c_{11} \cdot \theta^{-6}$	$c_{12} \cdot \theta^{-7}$		
N							c_6	$c_7 \cdot \theta^{-1}$	$c_8 \cdot \theta^{-2}$	$c_9 \cdot \theta^{-3}$	$c_{10} \cdot \theta^{-4}$	$c_{11} \cdot \theta^{-5}$	$c_{12} \cdot \theta^{-6}$	$c_{13} \cdot \theta^{-7}$	
⋮								⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮

Table 1 : Intragenerational effects in an 8-Generation-Model, $\theta \equiv (1 + \delta)$.

GAD is assumed to work as follows: All total costs which are relevant take place in a specific time period are equally divided between all the then living generations. For calculating generation-specific present values, all effects during the respective individuals' lifetimes have to be discounted to the beginning of the lives of these individuals by applying their respective individual time preference rate. This is the sum of the pure time preference rate (microeconomic discount rate, pure time preference rate PTPR) as well as the growth time preference rate (macroeconomic discount rate, growth time preference rate GTPR): $\delta = \rho + \varepsilon \cdot g$. Here, ρ represents the individual discount rate which depicts individual myopia and/or impatience. Due to ethical reasons, it can only be relevant for calculating individual (or in our case generation-specific) present values (see Bayer 2003). The product of the real growth rate g (per capita and per generation) and the elasticity of marginal utility with respect to consumption ε equals the growth-time preference rate. We want to assume – in accordance with most of the economic models using CRRA-utility functions – that ε is unity.

In our example, up to generation H the discounting process is in accordance with the Euler equation, which results from the optimality calculations in dynastic as well as OLG-models (see Blanchard/Fischer 1989). Thus, the generation-specific intragenerational present values can be added up to determine a social present value for all generations living in the time period when the investigation begins (t_0). This changes from time period t_1 up to the end of the planning horizon. Then, intragenerational present values have to be calculated which refer to the beginning of the lifetimes of all then living generations. To calculate intergenerational present values, all intragenerational present values have to be once again discounted to the beginning of the planning time t_0 of the whole project. However, to treat all generations equally (according to the utilitarian requirement of equal treatment of all affected individuals), intergenerational discounting from the beginning of the life of, e.g., generation L to t_0 (in fact, discounting the L-specific intragenerational present value for four further periods) must not consider aspects of myopia and/or impatience. From a social point of view, they differ only in their respective level of income/consumption which has to be taken into account by growth discounting according to decreasing marginal utility (“intergenerational discounting”). In the

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

table above, the dark shaded area shows these time periods, where intergenerational discounting has to take place to determine a social present value at the beginning of our plans of action. Therefore, only the intergenerational discount rate – the real growth rate – can be used for equity reasons.

To capture uncertainties with respect to the intragenerational as well as the intergenerational discount rate we assume a range of possible rates according to major publications on these figures. The microeconomic individual discount rate (PTPR) is strictly assumed to be positive, which is in accordance with general findings (see Pearce/Ulph 1995. However, in certain circumstances even negative PTPR can be observed, see Loewenstein/Prelec 1992 as well as Price 1993): $0.5\% \leq \text{PTPR} \leq 4.5\%$. However, the macroeconomic or the intergenerational discount rate (GTPR) is assumed to range from $-1\% \leq \text{GTPR} \leq 3\%$. These figures can be validated whenever arguing from a European perspective and, more general, concentrating on effects which completely take place in industrialized countries. However, GAD does not require the application of these assumptions. It can be used in developing countries as well, where we have to increase both rates. Thus, the application of GAD is not limited to our specific examples.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

ANNEXE 10

Bibliographie

Bayer S., 2000, Intergenerationelle Diskontierung am Beispiel des Klimaschutzes, Metropolis, Marburg

Bayer S., 2003, Generation Adjusted Discounting in long term Decision Making, *International Journal of Sustainable development* , 6(1), 133-149

Bayer, S., Méry, J., 2007, Sustainability gaps in municipal solid waste management: a case study for landfills. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 9, n° 3, 27 p.

Blanchard O., Fischer S, 1989, Lectures in macroeconomics, The MIT Press, Cambridge, Mass. and London

Brown, K.W., Thomas, J.C., Lytton, R.L., Jayawickrama, P., Bhart, S. (1987). Quantification of leakage rates through holes in landfill liners. US EPA Report CR810940.

Chevassus-au-Louis B., 2007, L'analyse des risques - L'expert, le décideur et le citoyen, Quae

Chichilnisky G., 1996, An axiomatic approach to sustainable development, *Social choice and welfare*, 13(2), 231-257

Code Permanent Environnement et Nuisances (1997). Arrêté du 9 septembre 1997. Décharges d'ordures ménagères – Décharges existantes et nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés. Bulletin 235 du 15 septembre 1997, 6769-6779.

Donati N. 1998, Concurrence et contrats dans le traitement des ordures ménagères, Thèse de doctorat, Université de Paris I

Ferrari S., Méry J., 2008, Equité intergénérationnelle et préoccupations environnementales : réflexions autour de l'actualisation, à paraître dans *Management et Avenir*

FNADE/ADEME, 2003, Eco-profil du stockage des déchets dangereux en sites collectifs en France, 15 p.

Ganne A. et Mazéas L., 2008, Base de données Lixiviats (à paraître)

Giroud, J. P., Bonaparte, R. (1989). Leakage Through Liners Constructed with Geomembranes - Part II. Composite Liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 8(2), 71-111

Giroud, J.P., Touze-Foltz, N. (2005). Equations for Calculating the Rate of Liquid Flow through Geomembrane Defects of Uniform Width and Finite or Infinite Length. *Geosynthetics International*, 12(4), 186-199

Giroud, J.P., Touze-Foltz, N. (2003). Geomembranes for landfills. *Geosynthetics International*, 10(4), 124-133

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Giroud, J.P., Khatami, A., Badu-Tweneboah, K. (1989). Evaluation of the Rate of Leakage through Composite Liners. *Geotextiles and Geomembranes*, **8**, 337-340

Giroud, J.P. (1997). Equations for calculating the rate of liquid migration through composite liners due to geomembrane defects. *Geosynthetics International*, **4**(3-4), 335-348

Glandier S., 2002, Risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés, Mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire, Ecole Nationale de la Santé Publique-Cemagref

Gollier C., 2002, Discounting an uncertain future, *Journal of Public Economics*, **85**, 149-166

Ingénieries-EAT, 2006, numéro spécial Géosynthétiques

INVS, 2004, Stockage des déchets et santé publique, Institut National de Veille Sanitaire

Loewenstein G., Prelec, D., 1992, Anomalies in intertemporal choices : evidence and an interpretation, *The Quarterly Journal of Economics*, **107**, 573-597

MEDAD, 2006, La monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets, synthèse du document de travail D4E n°05-S03

MEDAD, 2007, Evaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux, Etudes et synthèses D4E B3-07-089/pc

MEDAD, 2008, Analyse prospective de la gestion des déchets en France à l'horizon 2020, Etudes et synthèses D4E 01-2008

MEDD (2002). Guide de recommandations, à l'usage des tiers experts, pour l'évaluation de « l'équivalence » en étanchéité de site de stockage de déchets, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable

Méry J., 2005, Contribution à une gestion durable du risque environnemental du stockage des déchets ménagers et assimilés : l'évaluation du coût externe des fuites de lixiviat des décharges, Thèse de doctorat, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines

Méry J., Bayer S., 2005. Comparison of external costs between dry tomb and bioreactor landfills : taking intergenerational effects seriously. *Waste management and research*, vol. 23, n° 6, p. 514 - 526

Pearce D., Ulph D., 1995, A social discount rate for the United Kingdom, CSERGE, Working paper GEC 95-01, London

Ponthieu M., Pinel-Raffaitin P., Le Hecho I., Mazeas L., Amouroux D., Donard O.F.X., Potin-Gautier M., 2007, Speciation analysis of arsenic in landfill leachate, *Water research*, **41**(14), 3177-3185

Pinel-Raffaitin P., Rodriguez-Gonzalez P., Ponthieu M., Amouroux D., Le Hecho I., Mazeas L., Donard O.F.X. et al., 2007, Determination of alkylated tin compounds in landfill

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

leachates using isotopically enriched tin species with GC-ICP-MS detection, *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 22(3), 258-266

Price C., 1993, Time, discounting and value, Blackwell, Oxford and Cambridge, Mass.

Rowe, R.K. (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste. Proceedings of the 6th International Conference on Geosynthetics, Atlanta USA, 1, 27-103

Rowe R.K., Brachman R.W.I., 2004. Assesment of equivalence of composite liners. *Geosynthetics International*, 11(4), 273-286

Rowe, R.K. & Booker, J.R. 2005. POLLUTE v6: Pollutant migration through a non-homogeneous soil. GAEA Environmental Engineering Ltd, Whitby, Canada.

Rowe, R.K., Mukunoki, T. & Sangam, H.P. 2005. BTEX diffusion and sorption for a geosynthetic clay liner at two temperatures. *ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131(1), 1211-1221

Saidi, F., Touze-Foltz, N., Goblet, P., 2006, Numerical modelling of flow through composite liners involving GCLs at field scale. *Geosynthetics International*, 13(6), 265-276

Touze-Foltz, N., Rowe, R.K., Duquennoi, C., 1999,. Liquid Flow Through Composite Liners due to Geomembrane Defects: Analytical Solutions for Axi-symmetric and Two-dimensional Problems. *Geosynthetics International*, 6(6), 455-479 (Erratum: 2000, 7(1), 77)

Touze-Foltz, N., 2001, Modélisation des transferts advectifs dans les étanchéités composites des installations de stockage de déchets. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, discipline "Géologie de l'ingénieur"

Touze-Foltz, N., Barroso, M., 2006, Empirical equations for calculating the rate of liquid flow through geosynthetic clay liners–geomembrane composite liners, *Geosynthetics International*, 13(2), 73-82

Touze-Foltz N., 2007, Mise en évidence des paramètres influents sur les transferts advectifs dans les étanchéités composites d'installations de stockage de déchets, Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Marne la Vallée

Weitzman M., 1998, Why the far distant future should be discounted at its lowest possible rate, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 201-208

Weitzman M., 2001, Gamma discounting, *American economic review*, 91(1), 261-271

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES

Merci de joindre des tirés à part, et d'indiquer les restrictions éventuelles en termes de droits de reproduction (notamment sur le site Internet du MEDD). Notez que ce rapport pourra être mis en ligne sur le site Internet du MEDD.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES A PARAITRE

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PREVUES

Une publication présentant la base de données Lixiviats

Une publication sur les résultats des campagnes d'analyses des échantillons prélevés sur les huit sites français.

Une publication sur la méthodologie et les résultats de la présente recherche.

Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge : le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers le sol et l'eau

Annexe : partie confidentielle

Vous pouvez insérer ici toute information ou résultat qui revêt une part de confidentialité.

Merci de préciser le degré de confidentialité de ces données.

Nous vous recommandons de préciser dans la partie non confidentielle l'existence de ces données confidentielle et d'expliquer la raison de leur confidentialité.

Cette partie ne sera pas diffusée sur le site Internet du Ministère.

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.