



Ecole doctorale Science - Technique - Santé
Faculté des Sciences et Techniques
Groupement de Recherche Eau Sol Environnement

Thèse N° [399]

Thèse
pour obtenir le grade de
**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LOME EN CO-TUTELLE AVEC L'UNIVERSITE
DE LIMOGES**

Discipline : Chimie et Microbiologie de l'eau
Présentée et soutenue publiquement par

Kwamivi N. SEGBEAYA

à Lomé, le 13 février 2012

*Évaluation de l'impact des déchets ménagers de la ville de Kara (Togo) sur la
qualité de la rivière Kara*

Thèse dirigée par : Gnon BABA et Geneviève FEUILLADE

JURY :

Rapporteurs

Rémy GOURDON - Professeur, LGCIE, INSA de Lyon
Benjamin YAO - Professeur, Institut National Polytechnique Félix
HOUPHOUËT- BOIGNY

Examineurs

Gnon BABA - Maître de Conférences, Université de Kara
Geneviève FEUILLADE - Professeure, GRESE, Université de Limoges
K. Honoré KOUMAGLO - Professeur, Université de Lomé
Guy MATEJKA - Professeur, GRESE, Université de Limoges

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
PREMIÈRE PARTIE – SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	7
I. Préambule : Le Togo, la ville de Kara et la rivière Kara	11
I.1. Bref aperçu du Togo.....	11
I.2. Présentation de la ville de Kara et de la rivière Kara	12
II. Pollution des eaux de surface en zone urbaine dans les Pays en Développement (PED)	12
II.1. Évaluation de la pollution des eaux de surface en zone urbaine dans les PED.....	12
II.1.1. Paramètres physico-chimiques	13
II.1.2. Matière organique des milieux naturels	19
II.1.3. Paramètres microbiologiques	22
II.2. Contamination des sédiments des eaux de surface en zone urbaine dans les PED ...	25
II.2.1. Caractérisation physico-chimique d'un sédiment	26
II.2.2. Spéciation et mobilité des Éléments Traces Métalliques dans les sédiments	27
II.2.3. Évaluation de la contamination des sédiments par les Éléments Traces Métalliques.....	29
II.2.4. Contamination des eaux de surface et des sédiments par les déchets ménagers et assimilés (DMA)	30
II.2.4.1. Contamination par la charge organique et métallique des DMA	30
II.2.4.2. Contamination par la charge bactériologique des DMA	32
II.3. Pollution d'une rivière en zone urbaine : Étude du cas de la rivière Kara	33
II.3.1. Généralités.....	33
II.3.2. Mode de pollution d'une rivière en zone urbaine	33
II.3.3. Cas d'étude de la rivière Kara	34
III. Problématique de la gestion des déchets ménagers et assimilés dans les PED	39
III.1. Généralités sur les déchets ménagers et assimilés.....	39
III.1.1. Définition des déchets ménagers et assimilés.....	39
III.1.2. Caractérisation des déchets ménagers et assimilés.....	39
III.2. Évolution de la quantité des DMA produits dans les centres urbains des PED	48
III.3. Gestion des DMA dans les PED.....	48
III.3.1. Réglementation et cadre juridique au Togo.....	49
III.3.2. Mode de gestion.....	49

III.3.2.1.	Acteurs	49
III. 3.2.2.	Mode de Gestion	50
III.3.3.	Collecte et élimination.....	51
III.3.2.1.	Collecte des déchets	51
III.3.3.2.	Élimination des déchets.....	51
III.3.4.	Enjeux sanitaires de la gestion des DMA.....	52
IV.	Biodégradation et stabilisation des déchets	54
IV.1.	Définition des termes « Biodégradabilité » et « Stabilité des déchets ».....	54
IV.2.	Flux de pollution au cours de la biodégradation.....	55
IV.2.1.	Production de biogaz	55
IV.2.2.	Production de lixiviat.....	58
IV.3.	Paramètres influençant la biodégradabilité des déchets	63
IV.3.1.	Paramètres physiques	63
IV.3.2.	Composition chimique.....	66
IV.3.3.	Paramètres biologiques.....	67
IV.4.	Évaluation de la biodégradabilité et de la stabilité des déchets.....	68
IV.5.	Tests de lixiviation et potentiel de relargage des déchets.....	70
IV.5.1.	Différents types de test	71
IV.5.2.	Évaluation de la charge organique relarguée.....	73
IV.5.3.	Évaluation de la pollution azotée.....	79
IV.5.4.	Évaluation des métaux relargués	79
DEUXIÈME PARTIE – MATÉRIELS ET MÉTHODES		81
I.	Démarche expérimentale adoptée	83
II.	Caractérisation des DMA de la ville de Kara	83
II.1.	Constitution des gisements étudiés.....	83
II.1.1.	Déchets frais sortant des ménages.....	85
II.1.2.	Déchets frais rentrant à la décharge	86
II.2.	Méthodes analytiques	86
II.2.1.	Tri par tailles	87
II.2.2.	Tri par catégories.....	87
II.2.3.	Humidité initiale – Teneur en masse sèche.....	88
II.2.4.	Matière organique – Matière minérale	88
II.2.5.	Teneur en éléments métalliques	89

II.3.	Application du test de lixiviation à l'étude de la biodégradation des gisements.....	89
II.3.1.	Test de lixiviation appliqué.....	90
II.3.2.	Mesure du CO ₂ et O ₂ dans le ciel gazeux des flacons au cours du test.....	90
II.3.4.	Analyses réalisées sur les jus des tests de lixiviation.....	91
III.	Étude de la qualité de l'eau de la rivière	100
III.1.	Échantillonnage des eaux et des sédiments.....	100
III.2.	Préparation et conservation des échantillons.....	102
III.3.	Analyses réalisées sur la phase solide des sédiments.....	104
III.3.1.	Teneur en matière organique.....	104
III.3.2.	Teneur en Éléments Traces Métalliques (Cu, Ni, Zn, Pb).....	104
III.4.	Test de lixiviation appliqué aux sédiments.....	105
III.5.	Analyses réalisées sur les eaux et les solutions de sédiments.....	105
III.5.1.	Température et conductivité.....	105
III.5.2.	Mesure de pH.....	105
III.5.3.	Titre Alcalimétrique (TA) et Titre Alcalimétrique Complet (TAC).....	106
III.5.4.	Charge en matière organique.....	106
III.5.5.	Teneur en ETM (Cu, Ni, Zn, Pb) remobilisés dans les sédiments.....	107
III.5.6.	Fractionnement de la matière organique des eaux et solutions de sédiments	107
III.6.	Analyses microbiologiques des eaux.....	108
IV.	Potentiel de relargage des déchets et des sédiments	108
TROISIÈME PARTIE – RESULTATS ET DISCUSSIONS.....		111
I.	Caractérisation physico-chimique des déchets de la ville de Kara	113
I.2.	Composition par catégories des gisements.....	115
I.2.1.	Gros et moyens du gisement G1.....	116
I.2.2.	Gros et moyens du gisement G2.....	117
I.2.3.	Composition globale des deux gisements G1 et G2.....	117
I.3.	Teneur en humidité initiale – Teneur en Matière Sèche.....	121
I.3.1.	Fractions organiques.....	121
I.3.3.	Humidité globale.....	123
I.4.	Teneur en métaux (Cu, Ni, Pb, Zn).....	125
II.	Évaluation de la prédisposition des deux gisements à la biodégradation	128
II.1.	Suivi de l'activité biologique au cours du test : Evolution du ciel gazeux (CO ₂ et O ₂)....	128

II.2.	Prédiction de production de biogaz	130
II.3.	Composition des jus issus du test de lixiviation des déchets	130
II.3.1.	pH et conductivité	131
II.3.2.	Matière Organique.....	132
II.3.3.	Bilan de l'azote.....	146
III.	Bilan de pollution relarguée par les deux gisements	151
III.1.	Bilan de la pollution organique	151
III.2.	Bilan de la pollution azotée	152
III.2.	Bilan de la pollution métallique.....	153
IV.	Etude de la composition de l'eau de la rivière Kara	157
IV.1.	Evolution spatio-temporelle des paramètres bio-physico-chimiques classiques.....	157
IV.1.1.	Evolution de la charge microbiologique.....	157
IV.1.2.	Evolution de la température.....	158
IV.1.3.	Evolution du pH.....	160
IV.1.4.	Evolution de la conductivité et du Titre Alcalimétrique Complet (TAC).....	161
IV.1.5.	Evolution de la charge et de la qualité de la matière organique	162
V.	Etude des sédiments de la rivière	169
V.1.	Teneur en matière organique	170
V.2.	Répartition spatiale des Eléments Traces Métalliques dans les sédiments de la rivière	171
V.3.	Potentiel de remobilisation de la pollution stockée dans les sédiments de la rivière.	174
	CONCLUSION GÉNÉRALE	181
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	187
	ANNEXES	205

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Paramètres physico-chimiques utilisés comme indicateur du niveau de pollution des eaux	14
Tableau 2: Lignes directrices de l’OMS sur les concentrations de quelques ETM toxiques dans l’eau potable (Normes de l’OMS sur l’eau potable, 2006).....	18
Tableau 3: Valeurs du rapport AH/AF pour quelques milieux naturels et anthropiques (Labanowski, 2004).....	21
Tableau 4 : Classement granulométrique des sédiments.....	26
Tableau 5 : Teneurs en quelques Éléments Traces Métalliques dans les sédiments des rivières	29
Tableau 6 : Composition des DMA urbains dans quelques villes africaines et en France	40
Tableau 7 : Composition en ETM dans les déchets urbains de quelques PED et de la France	45
Tableau 8 : Teneur en métaux des déchets ménagers de quelques pays émergents (mg/kgMS)	46
Tableau 9 : Production optimale de biogaz par différents types de déchets (Harries et al., 2001a).....	57
Tableau 10: Gammes de valeurs des lixiviats générés au cours des phases de dégradation (Pohland et al. 1983 ; Robinson et Gronow, 1993 ; Kjeldsen et al. 2002).....	59
Tableau 11: Classement des lixiviats selon leurs âges. (Millot, 1986 ; Ramade 1998).....	60
Tableau 12 : Caractéristiques et objectifs des différents types de test de lixiviation.....	71
Tableau 13: Caractéristiques générales des tests en Batch appliqués à des déchets ménagers	72
Tableau 14 : Paramètres utilisés pour l’évaluation de la charge organique dans le lixiviat des déchets ménagers.....	75
Tableau 15: Teneurs moyennes en éléments métalliques dans les lixiviats sur une durée d’enfouissement comprise entre 0 et 10 ans (Kulikowska et Klimiuk, 2008)	80
Tableau 16 : Quantité de déchets collectés en quatre jours dans les sept quartiers retenus pour l’échantillonnage du gisement G1	86
Tableau 17 : Techniques analytiques utilisées pour la caractérisation de la phase solide des déchets	87
Tableau 18: Notation adoptée pour désigner les fractions étudiées	88
Tableau 19: Caractéristiques des méthodes et appareils utilisés pour les analyses physico-chimiques des jus de lixiviation	92
Tableau 21: Désignation des différents échantillons composites.....	102
Tableau 20: Nombres d’échantillons d’eau et de sédiments prélevés sur chaque site pendant les différentes périodes.....	103
Tableau 22: Teneur moyenne en ETM contenu dans le sédiment de référence considéré comme non contaminé par les déchets de la ville	104
Tableau 23 : Valeur moyenne de l’humidité initiale et de la Matière Sèches dans les fractions organiques	122
Tableau 24: Valeurs moyennes de l’humidité initiale et de la Matière Sèche dans les fractions fines et extrafines	123

Tableau 25 : Teneur moyenne en éléments métalliques dans les fractions extrafines des deux gisements.....	126
Tableau 26 : Composition moyenne (CO ₂ et O ₂) du ciel gazeux des flacons après 120 heures de lixiviation.....	129
Tableau 27 : Valeurs estimatives des quantités de biogaz après 120 h de lixiviation des deux gisements G1 et G2	130
Tableau 28 : Valeurs de pH et de conductivité des jus issus des essais de lixiviation après 24 et 120 heures.....	131
Tableau 29 : Valeurs de la DCO du COD et du rapport DCO/COD après 24 et 120 heures de lixiviation	135
Tableau 30 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions putrescibles des deux gisements	147
Tableau 31 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions fines des deux gisements.....	148
Tableau 32 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions fines des deux gisements.....	149
Tableau 33 : Bilan du potentiel de relargage de la matière organique pour chacune des fractions après 120 heures de lessivage par rapport à la masse du déchet initial.....	151
Tableau 34 : Bilan des quantités d'azote relargué après 120 heures de lixiviation pour chaque gisement	152
Tableau 35 : Quantité d'éléments métalliques mobilisée dans la fraction extrafine des deux gisements.....	154
Tableau 36 : Evolution spatio-temporelle de la conductivité et du Titre Alcalimétrique Complet (TAC) des eaux de la rivière	162
Tableau 37 : Evolution spatio-temporelle de la charge organique dans les eaux de la rivière	163
Tableau 38 : Evolution spatio-temporelle de l'indice SUVA des eaux de la rivière	165
Tableau 39 : Evolution spatio-temporelle du caractère hydrophobe des eaux de la rivière Kara	167
Tableau 40 : Evolution de la teneur de la matière organique dans les sédiments de la rivière	170
Tableau 41 : Evolution spatiale de l'indice de contamination des sédiments par le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb.....	174
Tableau 42 : Valeurs des paramètres physico-chimiques des solutions issues des tests de lixiviation des sédiments	178

LISTES DES FIGURES

Figure 1 : Procédure de fractionnement de la MO selon Thurman & Malcolm (1981).....	20
Figure 2: Procédure de fractionnement de la MO selon Malcolm & Mac Carthy (1992)	22
Figure 3 : Evolution de la composition du biogaz au cours de la dégradation des déchets ménagers en condition anaérobie (Farquhar et Rovers, 1973).....	56
Figure 4 : Schéma expérimental adopté	84
Figure 5 : Situation géographique des quartiers retenus pour la constitution du gisement G1	85
Figure 6 : Schéma descriptif du protocole du test de lixiviation appliquée	90
Figure 7: Protocole de séparation des acides de type humique et de fractionnement de la matière organique du jus issu des tests de lixiviation des déchets.	96
Figure 8 : Mode de fractionnement selon le PMA de la matière organique du jus issu des tests de lixiviation des déchets	99
Figure 9 : Position des sites choisis pour le prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments. (12/2010, 05/2011 et 06/2011).....	101
Figure 10 : Répartition par taille des déchets du gisement G1.....	114
Figure 11 : Répartition par taille des déchets du gisement G2.....	114
Figure 12 : Composition par catégorie des « gros et moyens » du gisement G1	116
Figure 13 : Composition par catégorie des « gros et moyens » du gisement G2.....	117
Figure 14 : Composition globale des gisements G1 et G2 et du déchet ménager français (M).	118
Figure 15 : Valeurs moyennes de la MO dans les putrescibles, les fines et les extrafines des deux gisements	124
Figure 16 : Evolution du ciel gazeux (CO_2 et O_2) au cours du test de lixiviation des fractions putrescibles.....	129
Figure 17 : variations du pH de la solution en fonction de la teneur en MO des différentes fractions après 120h de lixiviation	132
Figure 18 : Consommation d' O_2 sur différentes fractions en fonction d'AGV libérés après 120h de lixiviation.....	133
Figure 19: Valeur du ratio AGV/COD calculé sur les différentes fractions après 120 heures de lixiviation	137
Figure 20 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation des fractions putrescibles.....	140
Figure 21 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation en 120 heures des fractions fines	141
Figure 22 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation en 120 heures des fractions extrafines	142
Figure 23: Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des putrescibles. Evolution des quantités d'AGV.	143
Figure 24: Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des fractions fines. Evolution des quantités d'AGV.	144

Figure 25 : Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des fractions extrafines. Evolution des quantités d'AGV.	145
Figure 26 : Evolution spatio-temporelle de la charge bactériologique des eaux de la rivière	158
Figure 27 : Evolution spatio-temporelle de la température des eaux de la rivière.....	159
Figure 28: Evolution spatio-temporelle du pH des eaux de la rivière.....	160
Figure 29 : Valeurs moyennes de l'indice SUVA des différents milieux naturels et du lixiviat des déchets frais	165
Figure 30: Répartition de la matière organique selon le caractère hydrophobe des eaux de la rivière Kara, d'une eau de surface, d'une solution de sol et du lixiviat des déchets frais de la ville de Kara	166
Figure 31 : Répartition spatio-temporelle du PMA de la matière organique des eaux de la rivière	168
Figure 32: Variation spatiale de la teneur du cuivre, du nickel et du zinc dans les sédiments de la rivière.....	172
Figure 33 : Variation spatiale de la teneur du plomb dans les sédiments de la rivière	172

LISTE DES PHOTOS

Photo 1 : Effets des produits de lessive sur les eaux de la rivière Kara.....	35
Photo 2 : Développement du maraîchage aux bords de la rivière Kara.....	36
Photo 3 : Déchets Ménagers et Assimilés dans la rivière Kara.....	38

SIGLES et ABRÉVIATIONS

ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AF	Acide Humique
AF*	Acide de type Fulvique
AFNOR	Association Française de NORmalisation
AGV	Acides Gras Volatiles
AH	Acide Humique
AH*	Acide de type Humique
AT₄	Test Respirométrique (à 4 jours)
AT₇	Test Respirométrique (à 7 jours)
BCR	Bureau Communautaire de Référence
BMP	Biochemical Methane Potential
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CNC	Combustibles Non Classés
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
COV	Composés Organiques Volatiles
DBO₅	Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDT	Dichloro-Diphenyl-Trichloroéthane
DMA	Déchets Ménagers et Assimilés
ETM	Éléments Traces Métalliques
GIRE	Gestion Intégrée des Ressources en Eau
HPI	Substances Hydrophile
HPI*	Substances de type Hydrophile

HPO	Substances Hydrophobe
INC	Incombustibles Non Classés
kDa	Kilo Dalton
L/S	Ratio Liquide sur Solide
MES	Matières En Suspension
MM	Matière Minérale
MO	Matière Organique
MODECOM	Méthode De Caractérisation des Ordures Ménagères
MS	Matière Sèche
MV	Matière Volatile
N_{Org}	Azote organique
NPK	Engrais
N_T	Azote total
NTK	Azote Total Kjeldahl
OM	Ordures Ménagères
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONG	Organisations Non Gouvernementales
PANE	Plan National d'Action pour l'Environnement
PED	Pays en développement
P.I.B	Produit Intérieur Brut
PMA	Poids Moléculaire Apparent
PME	Petites et Moyennes Entreprises
PMI	Petites et Moyennes Industries
POPs	Polluants Organiques Persistants
RGPH	Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SH	Substances Humiques

SH*	Substances de type Humique
SUVA	Specific Ultra-Violet Absorbance
TA	Titre Alcalimétrique
TAC	Titre Alcalimétrique Complet
TPH	Substances Transphilique
TPH*	Substances de type Transphilique
UF	Ultrafiltration

REMERCIEMENTS

Que les plus Belles Roses du monde Fleurissent sur la Croix de Tous ceux qui de près ou de loin ont contribué de quelque manière que ce soit à la réussite de ce travail.

Ce travail de thèse est le fruit d'une convention de cotutelle entre le Laboratoire GTVD (Gestion, Traitement et Valorisation des Déchets) de l'Université de Lomé et le GRESE (Groupement de Recherche Eau, Sol et Environnement) de l'Université de Limoges sur le site de l'ENSIL (Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges). Mes remerciements les plus profonds vont à l'endroit du Professeur Gado TCHANGBEDJI Directeur du Laboratoire GTVD et du Professeur Michel BAUDU Directeur du GRESE.

J'exprime toute ma gratitude et mes remerciements au Professeur Gnon BABA, Doyen de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université de Kara et au Professeur Geneviève FEUILLADE pour avoir accepté de diriger ce travail et surtout de leurs conseils si précieux et de leur disponibilité pendant ces trois années de recherche.

J'exprime mes plus vifs remerciements au Professeur Benjamin YAO de l'INP-HB et au Professeur Rémy GOURDON d'avoir accepté d'être les rapporteurs de ce travail, pour leurs pertinentes recommandations et leurs précieux conseils.

Je remercie très profondément le Professeur Honoré K. KOUMAGLO de l'Université de Lomé pour avoir bien voulu me faire honneur en acceptant d'examiner ce travail et de présider mon jury de thèse. Mes plus vifs remerciements s'adressent aussi au Professeur Guy MATEJKA de l'Université de Limoges pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail en acceptant de l'examiner et surtout pour ses conseils précieux, ses orientations et ses remarques très pertinentes mais aussi pour sa très grande disponibilité pendant mes séjours de recherche à Limoges.

Mes remerciements s'adressent également au Service de Coopération et d'Action Culturelle (SCAC) de l'Ambassade de France au Togo, à la Présidence de l'Université de Kara et aux donateurs du projet CORUS N° 6126 pour leurs soutiens financiers.

Mes remerciements s'adressent en outre :

- au Professeur Comlan De Souza Directeur du Laboratoire d'Analyse Microbiologique, pour nous avoir permis de réaliser les analyses bactériologiques des eaux de la rivière.
- à tous les enseignants-chercheurs, les étudiants et personnels du GRESE sur le site de l'ENSIL et à la Faculté des Sciences et Techniques de Limoges, de GTVD à l'Université de Lomé, et de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université de Kara.
- aux familles : SEGBEAYA MIATODZO, AGLAMEY, AKAKPO, AZOBLI, GBADEGBEGNON...

Ma gratitude au Docteur Akoueté Pierre SEGBEAYA à Orléans (France), Chef de la famille SEGBEAYA MIATODZO

Que Monsieur TAKASSI Djimba Sassiré, Monsieur Gilbert WOTTOR et Madame Dorothée EDOH trouvent ici ma profonde gratitude ;

Ma reconnaissance à ma mère et à mon père pour leur sacrifice et à mes sœurs et frères pour leur soutien ;

Grand merci à ma chère et tendre épouse Bella, à ma fille Patricia et à mon petit Charles, pour leur présence et pour leur soutien.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'absence d'un système adéquat de gestion des Résidus Solides Urbains (RSU) dans la plupart des pays en développement (PED), contribue à la naissance et à la multiplication de dépotoirs sauvages qui se retrouvent parfois à des endroits les plus inattendus, notamment les abords des eaux de surface et des caniveaux à ciel ouvert. Les conséquences de cette gestion sur l'environnement global et en particulier sur les eaux de surface, même si elles sont visibles, doivent toujours faire l'objet d'étude afin d'éveiller la conscience collective sur la problématique de la gestion de l'environnement. Les déchets jetés un peu partout à même le sol et surtout aux abords des rivières situées en pleine zone urbaine sont entraînés par les eaux de ruissellement où les eaux usées vers les lits des rivières. Le phénomène de lessivage qui se produit à la suite à l'interface du système eau-déchet favorise alors la libération des substances minérale et organique qui contribuent à la dégradation de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de la rivière. Compte tenu de la diminution continue des eaux douces à l'échelle mondiale et en particulier dans les pays de l'Afrique de l'Ouest, la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (la GIRE) est devenue l'une des préoccupations majeures des acteurs du pouvoir local et central. La protection des ressources en eau se trouve alors inscrite en priorité dans la plupart des programmes de développement durable des pays, des villes et des communes.

Ainsi, un recensement des différents problèmes qui peuvent découler des systèmes de gestion des RSU doit se placer alors en amont de ces programmes de développement durable pour assurer leur pérennité. Malheureusement, dans la plupart des PED, l'absence ou l'insuffisance de données fiables sur le flux, la nature, le comportement et le mode de gestion des RSU ne permettent pas de projeter dans l'avenir les conséquences qui peuvent découler du choix d'un ou d'un autre mode de gestion des déchets.

L'obtention d'une banque de données fiables doit passer par des campagnes régulières de caractérisation des déchets pour obtenir des informations sur sa composition physique, chimique et ensuite par des études plus approfondies pour accéder aux informations sur son comportement dans les milieux récepteurs. La teneur en matière organique étant un paramètre clé dans le comportement à la biodégradation des déchets, sa caractérisation est très importante pour obtenir des indicateurs sur la capacité du déchet à se dégrader et à mobiliser des polluants vers les milieux récepteurs notamment les eaux de surface. Les indicateurs peuvent être obtenus par la quantité et la qualité du lixiviat et du biogaz générés lors du processus de dégradation du déchet. Ces indicateurs sont en outre des paramètres qui peuvent permettre d'établir un lien entre la dégradation de la qualité des eaux de surface et le mode de

gestion des déchets. La quantité et la qualité de la matière organique sont également des indicateurs de la qualité microbiologique des eaux car, la multiplication et le développement des germes pathogènes dans les eaux de surface sont liés à sa biodégradabilité. La caractérisation de la matière organique des matrices déchet et eau de surface se révèle alors comme un indicateur de qualité. Toutefois, les sédiments de part leur rôle d'auto-épurateur naturel des eaux, constituent une autre matrice solide dont la composition physico-chimique et biologique révèle au mieux le niveau de contamination des eaux notamment en matière organique et plus particulièrement en Éléments Traces Métalliques (ETM).

À Kara (Togo), ville bâtie sur le bassin versant de la rivière Kara, il n'existe pas de système convenablement organisé pour la collecte, le stockage et l'élimination des déchets des ménages et des services. Malgré l'aménagement partiel de trois sites intermédiaires dans la ville, on assiste toujours à la naissance et au développement de dépotoirs sauvages aux abords des rues, des caniveaux et rigoles à ciel ouvert et même aux bords de la rivière Kara et de ses ruisseaux à la fois dans le centre ville et surtout dans les quartiers à la périphérie. Cette gestion des déchets contribue à la dégradation croissante de la qualité des eaux de la rivière qui sont intensément utilisées pour des usages domestiques et pour la production maraîchère très développée aux abords de la rivière et de ses ruisseaux. La connaissance des gisements de déchets de la ville est alors très importante pour obtenir des informations pouvant permettre d'établir une corrélation entre la dégradation de la qualité des eaux de la rivière et le mode de gestion des déchets. Ces informations peuvent être utilisées par les acteurs locaux non seulement comme un outil d'aide à la décision pour une gestion intégrée des déchets et des eaux de la rivière, mais aussi pour définir d'autres modes d'élimination des déchets de la ville.

La présente thèse s'intéresse à l'impact du dépôt des déchets des ménages et des services sur la dégradation de la qualité des eaux de surface de la ville de Kara. L'objectif du travail est de rechercher des indicateurs pertinents d'évaluation de l'impact des déchets sur la qualité des eaux à travers une caractérisation complète des gisements de déchets de la ville et une évaluation de la qualité actuelle des eaux de la rivière.

Le manuscrit du mémoire de ce travail comporte trois parties.

La première est une synthèse bibliographique qui présente l'état actuel de la pollution des eaux de surface et de la problématique de la gestion des déchets ménagers et assimilés (DMA) dans les villes des PED et en particulier dans la ville de Kara. Elle aborde également l'état des

lieux des connaissances et des techniques analytiques de l'évaluation de la pollution des eaux, de la contamination des sédiments puis de la gestion, de la caractérisation et de la biodégradation des déchets. L'ensemble des informations et des données relevées sert de guide pour le choix des actions à mener pour mieux atteindre les objectifs fixés dans le cadre de ce travail de thèse.

La deuxième partie du manuscrit est consacrée à la présentation de la démarche expérimentale adoptée mais également des matériels et méthodes employés. Elle présente particulièrement le test de lixiviation appliqué aux déchets pour évaluer leur capacité d'altération et de transfert des polluants.

La troisième partie présente l'ensemble des résultats des campagnes de caractérisation des déchets de la ville (composition physique et chimique), du comportement des déchets en condition de lixiviation (suivi de la reprise de l'activité biologique, caractérisation de la matière organique et de la charge polluante libérées) mais également des évaluations de la qualité des eaux de la rivière et de la contamination des sédiments par les ETM.

L'obtention des indicateurs d'évaluation de la dégradation de la qualité des eaux de la rivière permet de définir de nouvelles approches pour une gestion intégrée des déchets et des eaux de la rivière.

PREMIÈRE PARTIE – SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette première partie a pour objet de décrire les qualités des eaux des rivières dans les PED et l'impact des sources de pollution sur la dégradation de la qualité de l'eau. Elle est orientée plus particulièrement sur la problématique de la qualité de l'eau de la rivière Kara. Les sources potentielles de contamination des eaux de surface en zones urbaines sont rappelées et un accent particulier est mis sur le cas de la rivière Kara. Une revue est faite sur les différents paramètres et les techniques d'analyses physico-chimiques et microbiologiques utilisés pour évaluer les qualités de l'eau. Une attention particulière est portée sur la caractérisation de la matière organique comme indicateur de la qualité des eaux de surface. La capacité des sédiments à stocker et à remobiliser des polluants organiques et métalliques est également abordée.

Les grandes étapes de la caractérisation et de la biodégradation des déchets ménagers et assimilés sont ensuite décrites. Une attention particulière est portée aux aspects relatifs à la caractérisation de la matière organique pour déterminer l'altération, la stabilité et le transfert de polluants par les déchets.

I. Préambule : Le Togo, la ville de Kara et la rivière Kara

I.1. Bref aperçu du Togo

Le Togo est l'un des plus petits pays de l'Afrique occidentale avec une superficie de 56 600 km². Situé sur le méridien de Greenwich entre 6° et 11° de latitude Nord, il s'étend entre 0 et 1,6° de latitude Est. Il est limité au Nord par le Burkina Faso, à l'Ouest par le Ghana, à l'Est par le Bénin et au Sud par le Golfe du Bénin. Le pays est subdivisé en six régions administratives : Savanes, Kara, Centrale, Plateaux, Maritime et Lomé commune qui est le siège de la capitale politique et économique.

Le pays jouit globalement d'un climat subéquatorial avec toutefois une petite différence entre le nord et le sud. Au sud, on distingue deux saisons sèches (une « longue », de novembre à mars et une « courte », de juillet à août) et deux saisons de pluie (une « longue », d'avril à juin et une « courte », de mi-septembre à fin octobre). Le nord du pays connaît une longue saison sèche, de novembre à mars et une longue saison de pluie d'avril à octobre. Les températures et les précipitations varient d'une région à une autre mais elles sont en moyenne respectivement de 25°C et de 1000 mm.

Selon les résultats du quatrième Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH), la population du Togo est estimée à 5 753 000 habitants en 2011 avec un taux d'accroissement annuel de 2,58%. Elle est inégalement répartie sur l'ensemble du territoire. Plus de 70% de cette population se trouvent dans les zones rurales. Toutefois, les conséquences de l'exode rural sont très visibles dans les zones urbaines car plus de 60% de la population vit en dessous du seuil de pauvreté.

La croissance économique du Togo est inférieure à la croissance de la population. Le Produit Intérieur Brut (PIB) et le Produit National Brut par habitant sont estimés respectivement à 265\$ et 352\$ en 2007 (Atlas économique mondial, 2007). L'indice de développement humain du pays est donc faible. Mais, il faut souligner que ces valeurs ne tiennent pas compte de toute l'activité économique informelle qui, représentée surtout par le commerce et l'artisanat, est la principale source de revenus de la majorité de la population.

I.2. Présentation de la ville de Kara et de la rivière Kara

La ville de Kara peut être considérée comme la seconde ville principale du Togo en raison de ses activités. Elle est située dans la région de la Kara (au nord du Togo) et plus précisément dans le bassin versant de la rivière Kara et s'étend sur environ 8 km le long de cette rivière. La région de Kara est une région semi montagneuse. On y trouve principalement les monts Kabyè qui font partie de la chaîne des monts Togo composés essentiellement de granite et de gneiss.

La rivière Kara et ses affluents prennent leurs sources dans la chaîne de l'Atakora au Bénin. Son bassin versant appartient au bassin versant du fleuve Oti et couvre une superficie d'environ 1560 km². Les débits de la rivière sont très variables au cours de l'année. En saison pluvieuse ils peuvent atteindre 600 m³ / s et en saison sèche ce débit est très faible voire nul. La région jouit d'un climat de type tropical avec une longue saison pluvieuse d'avril à octobre et une saison sèche qui coïncide avec les vents d'harmattan qui balaient le nord du pays pendant les mois de novembre à mars. En 2009, la moyenne des précipitations était de 1400 mm d'après les données de la Station Météorologique de la région. Les variations annuelles de température sont de 18 à 38°C.

La population de la ville est de 89 400 habitants d'après les chiffres du dernier du recensement de 2011. On note une inégale répartition de cette population urbaine. L'exode rural a favorisé un développement rapide de nouveaux quartiers à la périphérie de la ville, d'accès plus difficile avec un réseau d'assainissement pratiquement inexistant. Le mode de vie des ménages de ces quartiers est semi urbain et semi rural avec une méthode de gestion des déchets très proche de celle des zones rurales.

II. Pollution des eaux de surface en zone urbaine dans les Pays en Développement (PED)

II.1. Évaluation de la pollution des eaux de surface en zone urbaine dans les PED

L'évaluation de la qualité ou du degré de pollution des eaux de surface se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques et sur la présence ou l'absence de microorganismes pathogènes. Mais l'hydrodynamique des eaux de surface limite souvent l'interprétation réelle

des degrés de pollution (Leon, 1999 ; Meybeck, 1996). Les données obtenues sur les eaux doivent donc être complétées par l'analyse des sédiments ou boues qui constituent une « mémoire » de la vie de la rivière. La pollution par les métaux lourds est en général identifiée par leurs teneurs et leurs formes dans les sédiments. Une évaluation plus complète de l'impact d'un composé sur une eau de surface se fait donc par la mesure de la répartition de ces différentes formes dans l'eau et dans les sédiments (Bird et al., 2003). De nombreuses études ont montré que les sédiments ne peuvent pas jouer infiniment leur rôle d'auto-épuration des rivières. Lorsque les teneurs des composés accumulés viennent à dépasser certaines limites il se produit un phénomène de relargage dans les eaux. Le test de lixiviation apparaît comme la méthode adéquate qui permet d'évaluer la capacité de remobilisation des composés accumulés par le sédiment, d'estimer son degré de contamination et de connaître les conditions qui peuvent enclencher le relargage des polluants dans les eaux de la rivière.

II.1.1. Paramètres physico-chimiques

Les premiers indicateurs du niveau de pollution des eaux de surface sont les paramètres physico-chimiques classiques mesurés sur toutes les eaux pour évaluer leur qualité. Parmi ces paramètres, les plus simples et le plus couramment utilisés sont rassemblés dans le tableau 1.

La température de l'eau joue un rôle important dans la solubilisation des sels et des gaz, en particulier l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc liée aux variations de la température de l'eau. D'après Bliefert et Perraud, (2001) un accroissement de la température accélère l'activité métabolique des organismes aquatiques plus particulièrement la photosynthèse. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur 2 à 3 pour une augmentation de température de 10 degrés Celsius (°C). La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante dans le bassin versant des eaux de surfaces mais également par les rejets de déchets solides et surtout des eaux résiduaires chaudes (Bédier, 1995 ; Assadian, 1999 ; Clarisse, 2003). Des changements brusques de température de plus de 3° C sont souvent des indicateurs d'une pollution ponctuelle ou générale.

Tableau 1: Paramètres physico-chimiques utilisés comme indicateur du niveau de pollution des eaux

Paramètres	Objectifs	Références/Normes
Température moyenne	Rejets ponctuels d'eaux résiduaires chaudes	Marisol et al., (1998)
Matières en suspension (MES)	Charge des particules en suspension	Alabaster (1982) ; Gippel (1995) . Norme NF EN 872
pH	Acidité ou alcalinité de l'eau	Alexander et al., (2009) Norme NF T90-008
Conductivité	Teneurs en sels dissous	Kunwar et al., (2011)
Alcalinité (TA) et (TAC)	Carbone minéral dissous (carbonates et bicarbonates)	Brizard et al., (2001) ; Ouyang et al., (2006)
Teneur en ions majeurs	Charge ionique et capacité de dissolution de l'eau	Otero et al., (2005)
Oxygène Dissous	Activité biologique dans l'eau	APHA (1995) ; NJDEP (2006b)
Demande Biologique en Oxygène en cinq jours (DBO ₅)	Part de matière organique biodégradable	Frias et al., (1992) ; NJDEP (2006b)
Oxydabilité au KMnO ₄	Part de matière organique oxydable	Norme NFT 90-050.
COD et COT	Quantité de composés organiques dissous	Martin-Mousset et al., (1997) ; Brizard (2001)
Teneur en ETM	Contamination par les éléments traces métalliques à caractère toxique	APHA (1998) ; Kannel et al., (2008)

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau (Bliefert et Perraud, 2001). La quantité des MES varie selon les saisons, le régime d'écoulement des eaux et les rejets anthropiques (Gippel, 1995). Les MES affectent en général la transparence de l'eau et diminuent par conséquent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse et la respiration des organismes aquatiques. Les matières en suspension accumulent aussi des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...). Une valeur de MES continuellement élevée pour des plans d'eau en zone urbaine est en général un indicateur d'une pollution par des rejets d'eaux résiduaires très chargées.

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est -à-dire de la concentration en ions hydronium (H_3O^+). C'est un paramètre fondamental dans l'évaluation de la qualité des eaux de surface. La valeur du pH des eaux naturelles varie entre 4 et 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. De faibles valeurs de pH des eaux de surfaces augmentent les risques de libération de métaux sous une forme ionique plus toxique, et des pH élevés favorisent la complexation et la stabilisation des métaux dans les sédiments mais augmentent les concentrations en ammonium NH_4^+ , toxique pour les poissons. Les variations brusques et importantes de pH perturbent l'activité de la flore et de la faune aquatique et sont souvent le signe d'une pollution d'origine anthropique.

La conductivité est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Elle permet donc d'estimer la quantité de sels dissous et de composés organiques à caractère ionique. La conductivité des eaux de surface est comprise entre 50 et 1500 $\mu S/cm$ et dépend de la composition des terrains traversés. La conductivité des eaux de surface est un paramètre important. L'évolution des différents organismes aquatiques est fortement conditionnée par la qualité des sels dissous. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées ou d'un apport rapide et important de déchets solides, surtout en temps de pluie.

L'alcalinité déterminée par les titres TA et TAC traduit la quantité de carbone minéral lessivé ou dissous sous forme d'hydroxyde, de carbonate et de bicarbonate. Des valeurs élevées de TA ou TAC sont souvent des indicateurs d'intense activité biologique des organismes

aquatiques. Elles peuvent aussi indiquer des réactions de dégradation de la matière organique provenant d'un rejet d'eaux usées ou de déversement de déchets solides riches en matière biodégradable dont la dégradation est accompagnée d'une production importante de dioxyde de carbone ; ce dernier en se dissolvant, modifie l'alcalinité de l'eau. Toutefois ce sont les variations brusques de ce paramètre qui permettent de soupçonner une pollution anthropique (Ouyang et al., 2006).

La connaissance de la teneur en ions majeurs dans les eaux de surface permet également de suivre la qualité de ces eaux. En général, un changement brusque et important de la teneur de certains ions comme les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}), les phosphates (PO_4^{3-}), les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et ammonium (NH_4^+) indique une pollution soit par les eaux usées domestiques ou industrielles soit par un apport important d'engrais chimiques et de pesticides suite à un lessivage des zones agricoles. D'autres ions tels que K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} et F^- sont aussi mesurés pour évaluer la qualité globale de l'eau et identifier les différentes sources de pollution des eaux.

Le phosphore et l'azote sont des éléments nutritifs indispensables aux végétaux et en général pour les microorganismes. Les composés qui contiennent les phosphates et les nitrates sont alors des matières nutritives de choix pour les végétaux et les microorganismes. Toutefois, à des concentrations trop élevées suite à des rejets intempestifs de toute sorte (eaux usées et déchets solides), les phosphates, les nitrites et les nitrates induisent le phénomène d'eutrophisation qui se traduit le plus souvent par une prolifération d'algues et de microorganismes dont l'activité réduit l'oxygène dissous (Cloern, 2001 ; de Jonge et al., 2002). Les concentrations critiques étant assez faibles pour ces ions ($50 \mu\text{g/L}$ pour PO_4^{2-} et 3 mg/L pour NO_2^-) leurs valeurs dans les eaux de surface sont très importantes dans l'évaluation d'une pollution anthropique de ces eaux.

Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie avec le temps car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Elle est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et des processus de décomposition

de la matière organique présente dans l'eau. Il est admis qu'une valeur inférieure à 1 mgO₂/L est indicatrice d'un état proche de l'anaérobie qui survient le plus souvent lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, organiques et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible. Une valeur de 1 à 2 mgO₂/L d'un plan d'eau indique quant à elle que celui-ci est fortement pollué. De même de très faibles teneurs en oxygène dissous provoquent une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments.

La charge en matière organique dans les eaux est mesurée par les valeurs de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) pour les eaux très chargées (DCO > 20 mgO₂/L), et de l'oxydabilité au permanganate de potassium ou du Carbone Organique Dissous pour les eaux faiblement chargées (DCO < 20 mgO₂/L). La DCO, l'oxydabilité au permanganate de potassium et le COD permettent d'évaluer la part de la matière organique chimiquement oxydable et présente dans les eaux. Des valeurs élevées de ces paramètres sont en général des signes de pollution par des rejets d'eaux usées très chargées en composés organiques ou peuvent être liées à un apport important de déchets solides riches en matière organique. A la DCO ou à l'oxydabilité au permanganate de potassium et au COD s'ajoute la Demande Biologique en Oxygène en cinq jours (DBO₅) qui permet d'estimer la part de la matière organique biodégradable présente dans les eaux. Le rapport DCO/DBO₅ est alors utilisé comme un indicateur de la dégradabilité des composés présents dans l'eau. Lorsque l'eau est très chargée en composés toxiques l'activité biologique est ralentie, la consommation d'oxygène est réduite et on obtient alors des valeurs de DBO₅ très faibles contre des valeurs de DCO très élevées. Dans ces conditions, le rapport DCO/DBO₅ devient très grand et confirme l'existence d'une contamination des eaux par des composés organiques réfractaires à la biodégradation.

Le suivi des concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux est très important à cause de leur toxicité et de leur capacité à s'accumuler dans la chaîne alimentaire car ils ne sont pas biodégradables. Leurs concentrations et leurs spéciations sont des indicateurs de l'état de pollution des eaux (Chapman, 1992). Les métaux les plus suivis sont le cuivre, le zinc, le plomb, le nickel, le chrome, et le cadmium. Leur présence dans les eaux caractérise certains types de pollution. Le cuivre et le nickel sont des signes d'une pollution par des rejets provenant des industries de traitement de surface des métaux. Ils sont également des signes d'une pollution par le lessivage des DMA. Le plomb est lié à une pollution diffuse

provenant essentiellement des rejets liés aux activités de transport et l'existence de sites industriels situés à proximité des eaux de surface. Le chrome rend compte d'une pollution liée aux rejets provenant des industries de production des colorants ou à la présence d'une tannerie. Le zinc est souvent lié à une pollution provenant des industries de la galvanoplastie et de fabrication d'alliage. Il est aussi responsable d'une pollution par lessivage de matériaux galvanisés et de déchets solides rejetés dans les lits des rivières.

Tableau 2: Lignes directrices de l'OMS sur les concentrations de quelques ETM toxiques dans l'eau potable (Normes de l'OMS sur l'eau potable, 2006)

Élément	Concentration dans l'eau de surface	Lignes directrices fixées par l'OMS
Arsenic	-	0,01 mg/L
Cadmium	< 1µg/L	0,003 mg/L
Chrome	< 2µg/L	0,003 mg/L (Chrome total)
Cuivre	-	2 mg/L
Plomb	-	0,01 mg/L
Mercure	< 0,5 µg/L	0,006 mg/L (Inorganique)
Nickel	< 0,02mg/L	0,07 mg/L
Zinc	-	3 mg/L

Des seuils de concentration sont fixés pour définir la qualité, l'état de pollution ou de contamination des eaux de surface par les ETM. Ces seuils varient d'un pays à un autre et d'une institution à une autre. Ils dépendent d'une part des objectifs visés dans le cadre de la protection et de la conservation des ressources en eau, dans la protection de la santé de l'homme et dans la réglementation des activités susceptibles de polluer les ressources en eau, et d'autre part de la composition naturelle du milieu traversé par les eaux. Dans beaucoup de pays en développement ces seuils ne sont en général pas fixés et lorsqu'ils le sont, les actions de contrôle ne sont pas souvent menées. C'est l'Organisation Mondiale de la Santé qui donne des lignes directrices en ce qui concerne la qualité de l'eau potable. Dans les PED les eaux de surfaces sont souvent consommées sans aucun traitement. Il est donc nécessaire de comparer

la qualité des eaux de surface dans les PED par rapport aux lignes directrices fixées par l'OMS. Le tableau 2 présente les concentrations fixées par l'OMS pour quelques ETM (Normes de l'OMS sur l'eau potable, 2006).

II.1.2. Matière organique des milieux naturels

L'évaluation de la qualité des eaux de surface est réalisée par la mesure des paramètres globaux liés à la matière organique, minérale et à la flore microbienne. Cependant, pris isolément, les paramètres qui caractérisent l'état de la matière organique dans les milieux terrestres ne permettent pas de connaître les principales formes de cette matière organique pour mieux apprécier les types de pollutions organiques auxquelles ils sont soumis. La matière organique étant une composante ubiquiste des milieux terrestres (sols et sédiments (Mac Carty, 2001)), aquatiques (eaux de surface et souterraine (Violleau, 1999 ; Artinger et al 2002)) et anthropiques (déchets, (Kang et al., 2002)) dont les origines, la composition et les caractéristiques restent propres à chaque milieu, il est important de connaître sa répartition dans chaque milieu. La connaissance de ses propriétés permet de comprendre certains processus de son évolution comme la dégradation biologique et l'humification mais d'évaluer aussi ses possibilités à interagir avec les différents milieux. Le développement de méthodes et de techniques pouvant permettre d'estimer en temps réel les risques de pollution organique à long terme des milieux naturels tels que les eaux de surfaces qui sont très exposées aux activités humaines, est donc très important (Bozkurt et al., 2000). Ainsi, pour mieux évaluer la pollution des milieux naturels par des déchets, plusieurs auteurs ont étudié l'évolution de la matière organique dans les décharges et les milieux naturels (tourbes, eaux des sols, des rivières et eaux souterraines) afin de mieux connaître son devenir (Bozkurt et al., 2000 ; Agren, 2002). Un croisement des renseignements obtenus sur ces différents milieux permet de définir les pollutions d'origine anthropique sur les milieux naturels. Le principe commun à ces études étant le processus d'humification de la matière organique, la technique utilisée pour mieux connaître son devenir est sa répartition en différentes fractions plus ou moins humifiées.

Dans les milieux naturels, les Substances Humiques (SH) résultent des réactions secondaires de condensation lors du processus de biodégradation de la matière organique (Senesi et Loffredo, 1999). D'après Thurman, (1985), les SH des milieux terrestres peuvent être scindées en Humines insolubles à tous pH, en Acides Fulviques (AF) solubles à tout pH et en Acides Humiques (AH) insolubles à pH acide. Selon Lagier,(2000), il existe des différences dans la composition qualitative et quantitative des SH* extraites des déchets et des SH

extraites des milieux naturels tels que les sols et les sédiments. Ainsi, une évaluation de la composition de la matière organique des milieux naturels en SH* permet d'évaluer d'une part l'apport des milieux anthropiques (déchets), de connaître le niveau de pollution en temps réel et d'autre part de prédire à long terme les risques de pollution organique (Labanowski et al., 2004).

Plusieurs protocoles ont été mis au point pour fractionner la matière organique des milieux terrestres. Parmi les plus utilisés et les plus cités dans la bibliographie, deux prédominent, celui de Thurman & Malcom et celui de Malcom & Mac Carty.

II.1.2.1. Protocole de Thurman & Malcom

Le protocole de Thurman & Malcom, (1981) est souvent appliqué aux milieux aquatiques (eaux des mers, rivières, eaux souterraines et les solutions de sols et de sédiments) pour séparer les substances humiques en AH, AF et Acides hydrophiles (Leenheer et Croué, 2003 ; Labanowski et al., 2004). La figure 1 présente le mode opératoire de ce protocole.

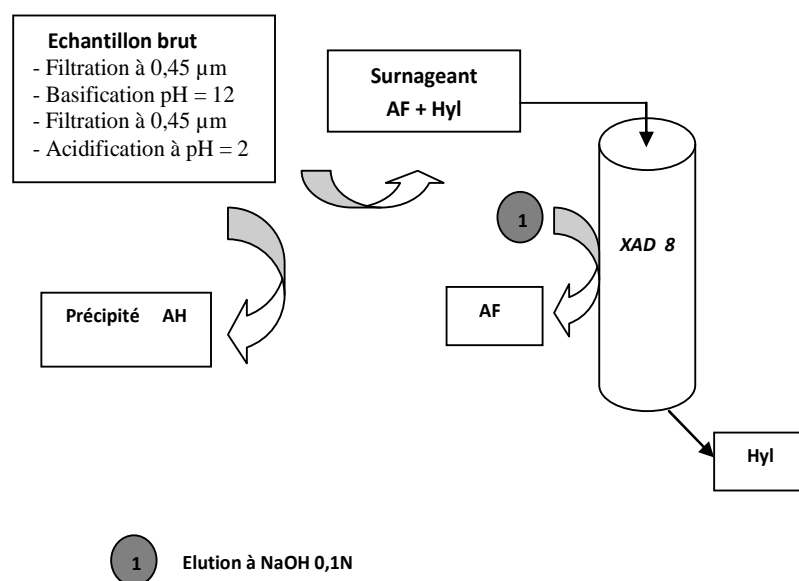


Figure 1 : Procédure de fractionnement de la MO selon Thurman & Malcolm (1981)

Le fractionnement de la matière organique des eaux naturelles selon ce protocole permet de déterminer les apports de matière organique dus aux pressions anthropiques. Labanowski, (2004) a montré que les AF et les AF* sont les fractions majoritaires respectivement dans les eaux de surface et les lixiviats de déchets et que leur origine serait liée à la dégradation des résidus de végétaux et animaux de même que les fractions AH et AH* à quelques incertitudes près sont en proportions identiques mais faibles par rapport aux AF et AF*. La différence entre les deux milieux provient essentiellement de la proportion des composés hydrophiles

des eaux de surface et des composés types hydrophiles du lixiviat des déchets. Les eaux de surface sont moins riches en composés hydrophiles que les lixiviats des déchets frais. Ainsi, lorsque le pourcentage en composés hydrophiles d'une eau de surface se rapproche de celui des déchets de son milieu d'évolution, on peut suspecter une pollution organique par les déchets.

Pour mieux comprendre la répartition d'AH et AF dans les milieux naturels et anthropiques, Labanowski, (2004) a proposé l'utilisation du rapport AH/AF ou (AH^*/AF^*) . Si AH/AF d'une eau de surface se rapproche suffisamment de AH^*/AF^* du lixiviat des déchets incriminés comme source de pollution de cette eau, on peut considérer l'existence d'une pollution d'origine organique par ces déchets. Le tableau 3 présente les rapports obtenus par Labanowski, (2004) sur quelques milieux naturels et anthropiques.

Tableau 3: Valeurs du rapport AH/AF pour quelques milieux naturels et anthropiques
(Labanowski, 2004)

Paramètre	Lixiviat	Solution de sol	Eau de rivière
Rapport AH/AF (+/-0,04)	0,09	0,21	0,16

Il révèle l'existence d'écarts plus ou moins prononcés entre le rapport AH/AF d'un lixiviat de déchets et ceux des eaux de surface ou de solution de sol ou de sédiment. Toutefois, si le ratio AH/AF de l'eau est très proche des déchets qu'il reçoit, on peut également suspecter une contamination de l'eau par la matière organique provenant de ces déchets.

II.1.2.2. Protocole de Malcom & Mac Carty

Le protocole de Malcom & Mac Carty (1992) est également utilisé pour séparer la matière organique des milieux naturels en Acides Humiques (AH), en composés hydrophobes (HPO), en composés transphiliques (TPH) et en composés hydrophiles (HPI) par utilisation successive des résines DAX-8 et XAD-4 (Martin-Mousset et al., 1997 ; Labanowski et al., 2004). Le mode opératoire de ce protocole est schématisé par la figure 2.

Ce fractionnement de la matière organique des milieux naturels permet d'estimer la part allochtone (terrestre) ou indigène (aquatique). D'après les travaux de Labanowski et al.,

(2004), sur les milieux aquatiques et les lixiviats des déchets, il ressort que les HPO et les HPO* sont les fractions majoritaires respectivement des deux milieux. Mais les eaux de surface sont légèrement moins riches en composés HPO que les lixiviats en composés HPO*. Les HPO* des lixiviats en phase de stabilisation proviennent essentiellement de la décomposition des débris organiques de type bois, papiers et cartons qui renferment de la cellulose et des hémicelluloses biodégradables (Barlaz et al., 2002) alors que les HPO des eaux de surface proviendraient plus des milieux terrestres (sols et sédiments).

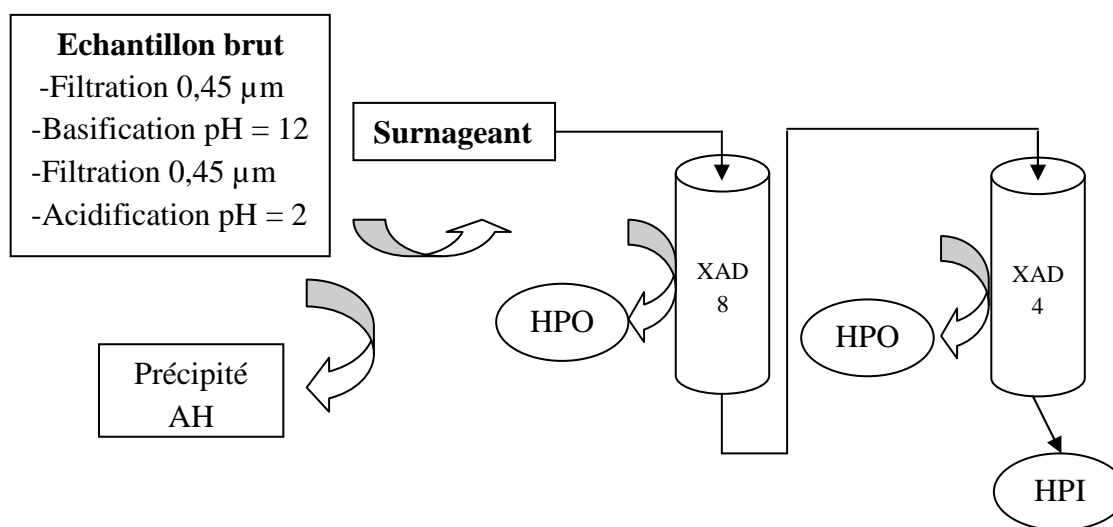


Figure 2: Procédure de fractionnement de la MO selon Malcolm & Mac Carthy (1992)

Toujours d'après Labanowski et al., (2004), les eaux de surface sont plus riches en composés TPH et HPI que les lixiviats âgés des déchets en composés TPH* et HPI*. A l'inverse, un lixiviat jeune présente des proportions en HPI* et TPH* plus élevées que celles d'une rivière. Cette différence en composés transphiliques et hydrophiles est due au fait que la matière organique autochtone des milieux aquatiques subit une contribution importante de la part de l'activité biologique qui s'y déroule (Sommerville et Preston, 2001).

En conclusion, lorsqu'une eau de surface présente un pourcentage en HPO, TPH et HPI similaires à ceux du lixiviat, on peut suspecter une pollution des eaux par la matière organique de ces déchets.

II.1.3. Paramètres microbiologiques

Les paramètres microbiologiques mettent en évidence la présence de bactéries et de virus pathogènes dans les eaux ou les aliments. La seule présence des deux bactéries, l'Escherichia Coli et les entérocoques, signale un risque de contamination biologique. L'évaluation de la

population microbienne des eaux de surface est alors importante pour établir leur degré de contamination microbiologique. Les sources de contamination sont aujourd'hui bien connues. Il s'agit des eaux usées domestiques et des eaux de lessivage des sols. En effet, parmi les nombreux polluants que les eaux usées domestiques et le lessivage des sols apportent dans les eaux de surface, les bactéries pathogènes d'origine fécale, sont en nombre considérable, et représentent une menace pour la santé humaine (Garcia-Armisen et al., 2006). Les grandes épidémies de choléra et de fièvre typhoïde surviennent lors d'une contamination d'origine fécale sur des eaux de surface consommées sans traitement par les populations riveraines.

D'après Gerba (1996) puis Straub et Chandler (2003), les principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydrique sont très nombreux et variés. Ces principaux groupes sont les virus, les protozoaires, les bactéries et les helminthes. Malgré le développement des méthodes moléculaires, l'identification exhaustive de l'ensemble des microorganismes présents dans un échantillon d'eau n'est pas dans tous les cas possible à cause de leur grande variété, de leur diversité et de la faible abondance de chaque espèce (Straub et Chandler, 2003). L'évaluation de la qualité microbiologique d'une eau est par conséquent basée sur le concept des germes dits « indicateurs » qui ne sont pas forcément pathogènes, mais dont la présence et l'abondance sont des signes d'une contamination d'origine fécale et du niveau de risque de présence de microorganismes pathogènes.

II.1.3.1. Normes de qualité microbiologique des eaux

L'eau est la denrée alimentaire la plus contrôlée. Si certains pays fixent leurs propres normes de potabilité de l'eau, d'autres répondent aux exigences fixées par l'OMS. L'Europe suit 63 normes de la Commission des communautés européennes. Et la France, avec 54 normes, obéit à la réglementation de la DDAS. Le Togo quant à lui se conforme aux exigences fixées par l'OMS. Toutefois, les normes de qualité microbiologique des eaux sont définies selon les usages de l'eau. En effet, les normes sont plus restrictives sur les eaux de boissons que sur les eaux destinées à des usages tels que l'arrosage, le lavage, le refroidissement... D'ailleurs d'après Garcia-Armisen et al., (2006), en considérant: le background génétique et immunologique d'une population d'un milieu donné, qui corrèle avec la prévalence d'infections diverses dans cette population et à l'écologie microbienne du milieu; le type de pathogènes présents et leur proportion par rapport aux indicateurs et la différence de survie des microorganismes d'origine fécale d'un milieu à un autre, il n'y a pas de raison pour que

les normes fixées soient identiques partout. Les normes de qualité microbiologique des eaux de boisson peuvent donc être très variables d'un milieu à un autre.

II.1.3.2. Indicateurs de contamination bactériologique

Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateur de contamination des eaux par les microorganismes pathogènes. Les coliformes totaux et les coliformes fécaux sont les groupes les plus utilisés et les plus cités dans la bibliographie mais aujourd'hui les streptocoques et l'*Escherichia Coli* sont utilisés en complément aux coliformes (Fewtrell et Bartram, 2001). *Escherichia Coli* est d'ailleurs considéré aujourd'hui comme le meilleur indicateur de contamination fécale des eaux de surface (Pruss, 1998). L'énumération des bactéries est souvent basée sur leur capacité à sécréter dans certaines conditions des enzymes spécifiques pour transformer certains composés dans leur activité biologique.

II.1.3.2.1. Escherichia Coli

L'apparition de cette bactérie dans une eau indique la présence éventuelle de microorganismes pathogènes. C'est la principale bactérie du groupe des coliformes fécaux. Ces derniers sont des indicateurs d'une contamination d'origine fécale car ils apparaissent toujours en grande quantité dans les déjections animales et humaines (Garcia-Armisen, 2006). C'est pour cela que les coliformes fécaux constituent un bon test de contamination des eaux par des matières fécales. Certaines souches d'*Escherichia coli* sont pathogènes pour l'homme et peuvent provoquer des troubles intestinaux ressemblant à une gastro-entérite, au choléra ou à la dysenterie.

II.1.3.2.2. Coliformes totaux

Les bactéries coliformes sont présentes dans les matières fécales mais se développent également dans les milieux naturels (sols, végétation, eaux naturelles). Ce ne sont donc pas des bactéries d'origine strictement fécale. Ce sont des entérobactéries, très répandues, présentes dans l'intestin et jouant un rôle dans les phénomènes digestifs. La présence d'un petit nombre de coliformes totaux dans les eaux souterraines non traitées n'a qu'une signification réduite sur le plan sanitaire. En général, l'absence des coliformes ne signifie pas que l'eau ne présente pas de risque pathogène car les kystes de certains parasites sont plus résistants à la désinfection que les coliformes. Lorsque des coliformes totaux sont détectés dans les eaux, une recherche d'*Escherichia coli* et d'Entérocoques est souvent engagée car certaines espèces de coliformes sont pathogènes.

II.2. Contamination des sédiments des eaux de surface en zone urbaine dans les PED

Les sédiments des cours d'eau jouent un rôle d'absorbants naturels des contaminants des eaux de surface. En piégeant au maximum les polluants, ils contribuent à maintenir la qualité de l'eau. C'est en raison de ce rôle d'absorbant naturel que pendant des années de nombreux rejets ont été effectués dans les plans d'eau situés à proximités des zones industrielles ou dans les zones urbaines sans aucun traitement en amont. La dégradation de la qualité des eaux observée pour la plupart des cours d'eau ces dernières années est, non seulement liée aux rejets directs des déchets, mais aussi aux transferts des polluants stockés pendant des années par les sédiments (Khair et al., 1994 ; Chapman et Wang 2001). Cette remobilisation survient lorsque certaines conditions physico-chimiques et microbiologiques sont réunies à l'interface eau-sédiment (Stumm et Morgan., 1996). En effet, lorsqu'une substance est rejetée dans un cours d'eau, on assiste naturellement à une répartition de cette substance entre l'eau et les sédiments (Kucuksezgin et al., 2008). La quantité répartie entre les deux phases est fonction des propriétés de la substance, de la composition physico-chimique et microbiologique initiale de l'eau et des sédiments (Bird et al., 2003). En général, ces conditions sont en faveur d'une accumulation de la substance dans les sédiments provoquant ainsi la contamination des sédiments par cette substance. Les paramètres indicateurs d'une pollution des sédiments sont en général les teneurs et les formes de spéciation des métaux lourds (Cu, Ni, Zn, Co, Mn, Hg, Cd, Cr, Pb, Sb, As) mais aussi de la quantité et la qualité de la matière organique stockée dans les sédiments. La connaissance des quantités et des formes des différentes espèces métalliques, organiques et minérales accumulées par les sédiments permet de déterminer leur degré de contamination et d'identifier les sources de pollution. Un suivi de la distribution spatiale des métaux dans les sédiments des rivières permet d'identifier d'une part les origines de la pollution et d'autre part de comprendre la dynamique de l'extension d'une pollution locale.

Pour mieux évaluer cette pollution il faut connaître d'une part les caractéristiques du sédiment et d'autre part les processus susceptibles d'influencer la rétention ou le piégeage des métaux dans les sédiments puis ceux qui favorisent la remobilisation ou le transfert des métaux des sédiments vers l'eau.

II.2.1. Caractérisation physico-chimique d'un sédiment

En géologie, un sédiment est défini comme un matériau issu de l'érosion, transporté et déposé par un cours d'eau, et n'ayant pas encore subi de transformation diagénétique. C'est un milieu relativement hétérogène et complexe constitué d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropiques (Power et Chapman, 1992). Outre les éléments chimiques majeurs liés à la nature géochimique du sédiment on y retrouve les éléments nutritifs (C, N, P) mais aussi et surtout les éléments métalliques (Cu, Ni, Zn, Cd, Hg, Pb...) autochtones ou anthropiques à l'état de traces et des polluants organiques (HAP, PCB, les produits phytosanitaires ou leurs sous produits de dégradation...). L'ensemble de ces éléments représente moins de 0,1% des éléments constitutifs du sédiment mais est très déterminant dans son processus d'évolution (Plank et Langmiur, 1998). Un sédiment est toutefois, caractérisé essentiellement par : sa granulométrie, sa composition minérale et sa teneur en matière organique.

Le classement granulométrique des sédiments utilisé en géologie est présenté dans le tableau 4. En général, ce sont les fractions de taille inférieure à 20 μm (sables, limons, vases et boues argileuses) qui retiennent la plus grande partie de la pollution métallique et organique.

Tableau 4 : Classement granulométrique des sédiments

Taille	Dénomination de la fraction
> 20 cm	Blocs
2 cm à 20 cm	Galets et cailloux
20 mm à 2 cm	Graviers
20 μm à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
2 μm à 20 μm	Limons
< 2 μm	Vases, boues argileuses

Les analyses physico-chimiques sont alors plus orientées vers ces fractions. La fréquence de répartition spatiale des différentes fractions dans le lit des cours d'eau est fonction de la morphologie du lit et de la vitesse du courant. Les fractions de tailles importantes restent en

général en amont et les plus fines se retrouvent en aval. Un courant faible favorise une sédimentation plus importante des fractions les plus fines. Ainsi, le choix des sites de prélèvement doit tenir compte de ces facteurs pour que les échantillons prélevés soient assez représentatifs du milieu d'étude. La séparation des différentes tailles se fait par tamisage pour les grosses particules et par la méthode densitométrique pour les plus fines.

Les sédiments des cours d'eau sont essentiellement constitués de matériau issu de l'érosion des sols se trouvant dans leur bassin versant. La composition minérale des sédiments d'un cours d'eau est alors liée à celle des sols de son bassin versant. Cette composition varie également suivant la taille des particules. Toutefois, il est reconnu que quelle que soit l'origine du sédiment:

- les blocs, les galets, les cailloux et les graviers ont une origine terrigène suite à l'érosion des couches superficielles des sols du bassin versant. Leur composition minérale dépend essentiellement des sols érodés ;
- les sables sont essentiellement quartzeux (silice SiO_2), silicatés (mica et feldspath) ou calcaires. Ils sont accompagnés de minéraux lourds (amphiboles, grenats, disthène...) dont la composition minérale dépend de la nature des sols érodés dans le bassin versant ;
- les particules les plus fines, limons, boues et vases, sont composées de minéraux argileux d'origine terrigène, et aussi des squelettes d'organismes d'origine endogène.

La matière organique des sédiments a deux origines : endogène et exogène. La part endogène correspond à la matière organique autochtone liée à la décomposition des débris de macrophytes (plantes aquatiques, cadavres de microphytes et d'animaux). La part exogène correspond à la matière organique allochtone apportée par l'eau de ruissellement et des effluents atmosphériques et la matière organique anthropique due aux rejets des eaux usées et déchets d'origines domestiques, agricoles et industriels. La teneur de la matière organique dans les sédiments varie généralement entre 2 et 10% de la matière sèche. Cette matière organique est constituée à 60% de composés humiques.

II.2.2. Spéciation et mobilité des Éléments Traces Métalliques dans les sédiments

La connaissance de la spéciation des éléments métalliques dans une matrice solide ou liquide est importante pour mieux comprendre leur distribution, leur mobilité et leur biodisponibilité. Dans une matrice solide comme le sédiment, les éléments métalliques sont rarement sous forme libre. Ils sont généralement dans des phases différentes en association avec la matière

organique ou minérale. Dans la littérature, la technique la plus citée et la plus utilisée pour identifier les différentes formes est l'extraction séquentielle sélective (Tessier et al., 1979 ; Kersten et Förstner 1995, Lagier, 2000 ; François et al., 2004). Toutefois, les protocoles diffèrent d'un auteur à un autre et ne permettent pas de comparer les résultats. Le protocole BCR (Bureau Communautaire de Référence) a été développé dans les années 1980 pour harmoniser et standardiser les techniques d'extraction séquentielles. Le protocole BCR regroupe les éléments métalliques en 4 fractions (fraction acide extractible, fraction réductible, fraction oxydable, fraction résiduelle) et celui développé par Tessier et al., (1979) répartit globalement les éléments métalliques en 5 fractions différentes :

- **La fraction échangeable** : elle correspond aux métaux adsorbés de manière non spécifique et échangeables par la force ionique. Les phénomènes d'adsorption et de désorption de surface interviennent dans ces échanges. Les fractions solides mises en jeu sont le plus souvent des minéraux argileux, la matière organique et des matériaux amorphes. Les solutions utilisées pour l'extraction sont des sels neutres en quantité suffisante pour assurer le déplacement des ions métalliques. Des valeurs de pH proche de la neutralité pour les eaux de surface sont alors favorables pour une remobilisation de métaux se trouvant dans cette fraction.

- **La fraction liée aux carbonates** : elle rassemble les éléments métalliques précipités ou co-précipités avec les carbonates naturels. Des solutions légèrement acides permettent leur extraction. Un pH légèrement acide pour les eaux de surface est alors favorable pour la remobilisation de ces éléments métalliques dans les sédiments.

- **La fraction liée aux oxydes métalliques** : elle regroupe les éléments métalliques associés principalement aux oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium faiblement cristallisés ou amorphes. Leur remobilisation augmente avec le pouvoir réductrice du milieu et pour des valeurs de pH plus acide.

- **La fraction liée à la matière organique et aux sulfures** : cette fraction contient les éléments métalliques qui ont une bonne affinité avec la matière organique et les sulfures en s'y associant par des phénomènes de complexation, d'adsorption ou de chélation. La remobilisation de ces métaux est favorisée par des conditions oxydantes.

- **La fraction résiduelle** : elle regroupe les métaux piégés dans une structure cristalline généralement sous forme de silicate. Ils sont difficilement mobilisables.

De nombreux travaux réalisés sur la base de ces deux protocoles ont montré que les métaux tels que le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb retenus dans le cadre de cette étude, existent en

général dans les différentes fractions mais les proportions de répartition diffèrent selon le degré de contamination des sédiments mais aussi de la constitution minéralogique initiale des sédiments. Toutefois, quelques tendances peuvent être retenues. Le cuivre est reconnu d'après la littérature comme un métal qui a une affinité pour les macromolécules organiques. Il est alors plus présent dans la fraction liée à la matière organique (Akçay et al., 2003). Le nickel a une forte tendance pour les fractions liées aux oxydes de fer et aux carbonates mais on le retrouve aussi en proportion non moins importante dans les fractions échangeable et résiduelle (Li-Jury et al., 2003 ; Akçay et al., 2003). Le zinc est plus présent dans la fraction associée aux oxydes de fer et de manganèse. On le retrouve aussi dans la fraction associée aux carbonates. Le plomb se répartit dans des proportions très variables dans les fractions liées à la matière organique, aux oxydes de fer et aux carbonates puis dans la fraction résiduelle.

II.2.3. Évaluation de la contamination des sédiments par les Éléments Traces Métalliques

Le niveau de contamination des sédiments d'une rivière est en général évalué par une mesure de la teneur totale des éléments métalliques. La mesure passe par une phase de minéralisation en milieu très acide et à chaud et par une phase de détection qui utilise le plus souvent les spectrophotomètres d'adsorption atomique à flamme ou à four. Les valeurs de la littérature (Tableau 5) varient dans des gammes assez larges (Campbell, 1995 ; Korfali et al., 2000 ; Li-Jyur et al., 2003 ; Akçay et al., 2003 ; Gabelle et al., 2006).

Tableau 5 : Teneurs en quelques Éléments Traces Métalliques dans les sédiments des rivières

	Cu	Ni	Zn	Pb	Fe
Teneur (mg/kgMS)	10 - 2000	20 - 250	50 – 2500	10 - 20000	1000 - 400000
Références bibliographiques	Campbell, 1995; Akçay et al., 2003.	Li-Jyur et al., 2003; Gabelle et al., 2006.	Korfali et al., 2000; Akçay et al., 2003.	Li-Jyur et al., 2003; Gabelle et al., 2006.	Campbell, 1995; Gabelle et al., 2006.

Le fer étant très présent dans la nature ce qui explique que ces teneurs sont de l'ordre de gramme par kilogramme dans les sédiments. Les sources du plomb sont assez diverses et sont principalement les résidus de consommation et de production. Ce qui peut expliquer sa forte teneur dans les sédiments comparée à celle des trois autres métaux (cuivre, nickel et zinc).

Les éléments métalliques accumulés par les sédiments peuvent être relargués dans les eaux lorsque certaines conditions physico-chimiques et biologiques sont réunies à l'interface du système eau-sédiment. Pour mieux appréhender ces conditions de relargage des ETM, le test de lixiviation est la méthode la plus utilisée. Ce test permet de varier le rapport Liquide/Solide et les propriétés physico-chimiques du liquide d'extraction pour mieux définir les conditions qui peuvent provoquer un risque de remobilisation des métaux accumulés. Ce qui permet de définir les conditions et les normes de rejets dans les eaux des rivières afin de réduire les risques de contamination des eaux par les ETM.

II.2.4. Contamination des eaux de surface et des sédiments par les déchets ménagers et assimilés (DMA)

II.2.4.1. Contamination par la charge organique et métallique des DMA

Les DMA et en particulier les ordures ménagères des PED contiennent généralement des proportions très élevées en Matière Organique (50 à 70% selon leurs origines). Cette valeur élevée confère aux OM des PED, à part les eaux usées très chargées, l'une des premières sources de contamination des eaux de surface en composés organiques. Cette contamination se traduit le plus souvent par une variation brusque des valeurs de certains paramètres caractéristiques de la charge organique des eaux (MES, DBO₅, Oxydabilité au KMnO₄, COD, Absorbance UV/visible...). Plusieurs études menées sur les lixiviats générés dans les centres de stockage des OM ont montré une mobilisation de composés organiques assez solubles. Un déversement des Ordures Ménagères dans des eaux de surface constitue donc une source de contamination par des composés organiques hydrosolubles présents dans ces déchets. La MO mobilisée dans les déchets par lessivage se retrouve dans les eaux et les sédiments des plans d'eau qui accueillent ces déchets. La distribution de cette MO entre les eaux et les sédiments est contrôlée par plusieurs paramètres dont les plus indicatifs sont la solubilité des composés, le pH de l'eau, la biodisponibilité, la biodégradabilité des composés organiques. Toutefois, la matière organique est plus retenue dans le sédiment à cause de son rôle épurateur (Korfali et Davies, 2004). L'évaluation de la contamination des eaux de surface peut alors se faire par

une étude de la capacité des sédiments à stocker les composés organiques et les conditions de remobilisation des ces composés (Moszkowicz et al., 1998).

Les rejets des industries, les effluents municipaux, les dépositions atmosphériques sont les premières sources de contamination des eaux de surface en zone urbaine par les métaux (Campbell et Tessier, 1996). A côté de ces sources, les Ordures Ménagères de par leur nature constituent également une source non négligeable qui contribue à cette contamination. Plusieurs travaux ont montré que les OM selon leurs origines contiennent des teneurs plus ou moins élevées pour certains métaux tels que le cuivre, le zinc, le fer, le nickel et le plomb (ADEME, 1999a ; Hassen et al., 2001 ; Aina et al., 2007). Un déversement direct des OM dans le bassin versant des rivières contribue certainement à la modification de la teneur des métaux dans les eaux du bassin et plus particulièrement dans les sédiments à cause de leur capacité d'absorption des éléments. Même si les études ont montré qu'à la fin du processus de décomposition des déchets, plus de 90% des métaux sont encore piégés dans la phase solide, la quantité mobilisée au cours de ce processus et qui se retrouve dans les lixiviats est souvent supérieure aux normes admises pour leur rejet direct dans les eaux de surface. Ainsi, lorsque les déchets se retrouvent dans les eaux de surface, les phénomènes de déposition et de piégeage sur le fond vaseux font que certaines fractions des déchets vont subir toute leur décomposition dans la rivière et libérer alors toute leur charge en éléments traces métalliques et métaux lourds dans les sédiments rivière.

L'évaluation de cette pollution se fait en général par une mesure de la distribution des métaux sous toutes leurs formes dans l'eau et dans les sédiments (Korfali et Davies, 2004). En effet, les métaux se retrouvent sous plusieurs formes chimiques et leur mobilité, leur réactivité et leur disponibilité dépendent de leur spéciation dans les sédiments et dans les eaux (Akçay et al., 2003). Les formes de spéciation les plus rencontrées dans les sédiments et les eaux exposés à la pollution urbaine sont des complexes inorganiques dont les ligands sont les ions carbonates (CO_3^{2-}), hydrogénocarbonates (HCO_3^-), hydroxyles (OH^-), sulfates (SO_4^{2-}) et sulfures (S^{2-}) et les complexes organiques avec les substances humiques. La distribution des différentes formes des métaux dépendent donc de la teneur des eaux en ces ions. Le relargage des métaux complexés dans les sédiments dépend de la particularité de la charge organique des sédiments et de plusieurs paramètres physico-chimiques des eaux dont le pH, l'alcalinité, la charge en carbone organique et inorganique, du potentiel rédox et de l'oxygène dissous (Campbell, 1995). La variation du pH est un paramètre important dans le relargage des sédiments. Il est montré qu'une diminution plus ou moins sensible du pH des eaux est favorable à la libération de bon nombre de métaux complexés dans les sédiments. Un test de

lixiviation sur les sédiments permet par une analyse physico-chimique du jus des tests d'évaluer la quantité et la qualité des métaux que le sédiment peut relarguer. L'évaluation de la pollution de la rivière se fait également par le calcul de l'indice de contamination des sédiments. Cet indice est défini par le rapport de la teneur du métal dans le sédiment supposé contaminé par sa teneur dans un sédiment de référence du même milieu supposé non contaminé. Cet indice permet de mieux interpréter l'effet d'un rejet sur les eaux que la valeur de la teneur total du métal. Plus ce indice est élevé plus le sédiment est contaminé (Gabelle et al., 2006).

II.2.4.2. Contamination par la charge bactériologique des DMA

L'étude de la microfaune dans les DMA, en particulier dans les ordures ménagères et dans leur lixiviat a montré la présence de deux grandes familles de bactéries et des levures qui agissent en condition aérobie ou en anaérobie (Hale Boothe et al., 2001 ; Pourcher et al., 2001 ; Labanowski et al., 2004). Il s'agit de la famille des *Bacillaceae* qui sont des bactéries à GRAM positif et la famille des *Enterobacteriaceae* qui eux sont des bactéries à GRAM négatif.

Les *Bacillaceae* sont une famille de bactéries présentes dans les sols, les eaux, les plantes et les animaux. Cependant, cette distribution ubiquiste ne permet pas de leur attribuer une origine précise, et différentes catégories de déchets peuvent être à l'origine de leur présence. Les *Enterobacteriaceae* sont une famille de bactéries présentes en grande quantité dans l'intestin des animaux mais qui peuvent être excrétées dans le milieu extérieur où elles survivent et prolifèrent. Leur présence est par conséquent le signe d'une contamination fécale qui peut être due à la présence des excréta des animaux dans les ordures ménagères.

Parmi ces bactéries bon nombre sont non pathogènes et agissent dans les différentes phases de dégradation des déchets mais un grand nombre est aussi identifié comme des bactéries pathogènes. Le déversement anarchique des déchets ménagers et assimilés dans le bassin versant d'une rivière constitue donc une source de sa contamination par des bactéries pathogènes responsables de nombreuses maladies hydriques.

L'évaluation de cette contamination se fait par des analyses microbiologiques des eaux de la rivière. Elle est souvent basée sur la mesure de la teneur des différents germes pathogènes. Les valeurs sont analysées par rapport à des seuils fixés par l'OMS pour déterminer le niveau de contamination des eaux.

II.3. Pollution d'une rivière en zone urbaine : Étude du cas de la rivière Kara

II.3.1. Généralités

La préservation des ressources en eau est actuellement l'un des points focaux de toute politique de développement durable aussi bien à l'échelle locale que mondiale (ONU-Eau, 2008). Pendant très longtemps les eaux de surface et plus particulièrement les rivières, les lagunes, les étangs..., en milieu urbain ont été utilisés comme exutoire final des résidus solides et liquides provenant essentiellement des activités domestiques et industrielles. Aujourd'hui, en raison de l'augmentation exponentielle des ressources en eau ne répondant plus aux normes essentielles pour être utilisée comme source de captage des eaux destinées à la consommation et à la production agroalimentaire, des directives d'une gestion durable à l'échelle mondiale tels que celles définies dans le cadre de la GIRE (Gestion Intégrée des Ressources en Eau) sont mises en avant. Elles doivent contribuer à la protection des ressources en eau contre les pollutions d'origine anthropique (GWP TEC, 2004). Dans les pays développés, les directives définies font de plus en plus l'objet d'une application réelle mais dans les PED ces directives sont loin d'être appliquées (ONU-Eau, 2008). Les eaux de surface dans la plupart des PED sont donc dans des situations critiques car elles sont soumises à toutes sortes de rejet de déchets solides, d'eaux usées et des dépositions de rejets gazeux non traités. Ces rejets proviennent essentiellement des activités de ménage, de commerce, de service, de soin, de production agricole en zone urbaine et périurbaine et de production industrielle et surtout des unités de production agroalimentaire. De nouvelles approches de gestion durable des ressources en eau dans les zones urbaines des PED doivent alors être envisagées. En amont il faut recenser toutes les sources potentielles de pollution des plans d'eau situés en zone urbaine, connaître les modes de transfert des polluants, faire un bilan sur la qualité et évaluer les risques sanitaires avant de proposer un schéma de gestion durable.

II.3.2. Mode de pollution d'une rivière en zone urbaine

Les plans d'eaux en zones urbaines et périurbaines des PED sont soumis à de fortes pressions dues à l'activité humaine. On distingue différents modes de contamination de ces eaux selon le type de pression exercée.

II.3.2.1. Pollutions diffuses

Elles sont souvent indirectes. En effet, elles résultent du transport de l'agent responsable de la pollution des eaux par un vecteur naturel notamment l'eau de pluie, le ruissellement et le vent. Si des déchets solides sont déposés à même le sol, ils sont lessivés et/ou transportés par l'eau de ruissellement jusqu'à la rivière. De même les produits phytosanitaires utilisés pour le traitement des produits agricoles et des espaces verts en milieu urbain subissent un lessivage au niveau du sol et les composés sont transportés par ruissellement d'eau de pluie, d'irrigation ou d'arrosage à travers les champs. Les rejets gazeux, des unités industrielles installées à la périphérie des villes, sont transportés par les vents qui peuvent les amener au niveau des plans d'eau ou certains composés peuvent se déposer et se dissoudre dans les eaux. Les quantités énormes de gaz d'échappement des différents moyens de transport utilisés dans les zones urbaines regagnent les rivières selon ce même mode de diffusion.

II.3.2.2. Pollutions anthropiques

Elles sont liées à des rejets de déchets solides et d'eaux usées d'origines diverses non traitées dans les cours d'eau. L'usage des abords et les lits des rivières par les riverains comme l'exutoire final de leurs ordures ménagères est une source de contamination des eaux de surface. De même, l'utilisation massive d'engrais chimiques et de pesticides de toutes sortes par les maraîchers riverains constitue également une source de pollution massive des eaux de surface. Les eaux usées des ménages et de certaines unités de production, même de certains services voire des centres de soins, sont directement déversées sans aucun traitement dans les cours d'eaux ou dans les caniveaux qui eux sont branchés aussi sur les lits des rivières. Les déchets solides se retrouvent aussi souvent dans les caniveaux à cause du mauvais comportement des populations et de l'absence d'un système adéquat d'assainissement des villes des PED. Ces déchets solides se retrouvent alors dans les eaux des rivières surtout en temps de pluie et contribuent par lessivage à la contamination des eaux de surface et à l'enrichissement des sédiments en polluants organiques et métalliques.

II.3.3. Cas d'étude de la rivière Kara

L'absence d'un réel réseau d'assainissement dans toute la ville de Kara est l'une des causes principales de la pollution constatée au niveau de la rivière. Les sources de cette pollution sont assez diverses.

II.3.3.1. Pollution liée à la gestion des eaux usées

La ville de Kara ne dispose pas d'une station d'épuration des eaux usées. Le service de collecte des eaux usées de la municipalité procède alors à un épandage direct sur un terrain vague non aménagé à couverture végétale faible, et situé environ à 10 km du centre ville. Cette gestion n'est pas sans conséquence néfaste pour tout le bassin versant et en particulier pour la rivière principale. En effet, le bassin versant étant dans une région montagneuse les phénomènes de ruissellement des eaux de pluie et du lessivage des sols sont très importants en temps de pluie. L'épandage des eaux vannes non traitées dans le bassin constitue donc une source potentielle de contamination des eaux de la rivière surtout en microorganismes pathogènes.



Photo 1 : Effets des produits de lessive sur les eaux de la rivière Kara

Les eaux de toilette et surtout de cuisine d'un grand nombre de ménages ne sont pas stockées dans des puisards. Elles sont donc, soit directement répandues à même le sol ou soit déversées dans les caniveaux qui eux même sont directement branchés sur la rivière. Cette gestion des eaux usées des ménages est également une source de pollution des eaux de la rivière par un apport important de matière organique et minérale. Bon nombre de riverains font leur lessive directement dans l'eau de la rivière. Même si les impacts de cette pratique sur la rivière (eutrophisation) peuvent être considérés comme mineurs par rapport aux autres pratiques, elle augmente aussi de façon subséquente la charge organique et minérale des eaux et des sédiments par un apport important des produits de lessive (savons et détergents). La photo 1 montre l'état de l'eau de la rivière en un point où les riverains font régulièrement leur lessive.

Certaines unités de production agroalimentaire en occurrence, la brasserie de la ville, procèdent souvent à un rejet direct de leurs eaux usées dans la rivière lorsque le système de traitement installé au sein des unités de production ne fonctionne plus correctement. La gestion des eaux usées de ces unités constitue dans ce cas une source de pollution chimique et microbiologique de la rivière.

II.3.3.2. Pollution liée à l'activité maraîchère

Le maraîchage est très développé aux abords de la rivière dans la zone urbaine (Photo 2). Les maraîchers utilisent divers produits phytosanitaires et engrais pour améliorer leur rendement. Il est très difficile de déterminer l'origine exacte de l'ensemble des produits phytosanitaires utilisés par les maraîchers. En effet, les données recueillies auprès des maraîchers révèlent un approvisionnement dans un circuit plus informel que formel. La plupart des pesticides sont achetés auprès de particuliers non déclarés et surtout chez des vendeurs ambulants qui s'approvisionnent dans les pays voisins.



Photo 2 : Développement du maraîchage aux bords de la rivière Kara

Les produits traversent généralement les frontières sans être déclarés. Ce comportement des maraîchers est renforcé par l'insuffisance et le prix élevé des pesticides au niveau de la structure officielle qui est en charge de l'approvisionnement des pesticides et des engrais aux agriculteurs. Il est donc très difficile de connaître la nature exacte des produits phytosanitaires et des engrais chimiques utilisés par les maraîchers de la ville de Kara. Même si les produits utilisés sont efficaces, il reste très difficile de déterminer leur devenir et leurs impacts sur l'environnement. Les maraîchers reconnaissent pour la plupart les effets néfastes de certains pesticides tels que la DDT, l'aldrine, la dieldrine, l'endrine, le lindane, l'endosulfan..., sur

l'environnement et la santé humaines mais continuent toujours par les utiliser (Mawussi et al 2008).

L'épandage intensif des pesticides et d'autres produits de formulation non connue, sur les sols de culture à proximité de la rivière, est une pratique qui contribue à la pollution des eaux de la rivière par le lessivage des pesticides et de leurs produits de décomposition. Leur drainage vers la rivière, surtout en temps de pluie, est favorisé par la morphologie physique des sols aux abords de cette rivière (en pente descendante vers le lit de la rivière). De même, l'usage abusif des engrais chimiques de type NPK contribue à l'augmentation des teneurs en azote et phosphore dans les eaux et les sédiments de la rivière. Les premiers effets sont le développement de l'eutrophisation visible en certains endroits de la rivière.

II.3.3.3. Pollution liée à la gestion des déchets ménagers et assimilés

La municipalité de Kara ne dispose pas d'un système de collecte systématique des ordures ménagères. Mis à part l'aménagement léger de trois sites intermédiaires au centre ville pour les apports volontaires des ordures ménagères et la mise à la disposition par la mairie de quelques engins (pour l'enlèvement et le transport des déchets des dépotoirs intermédiaires vers une décharge finale non aménagée et située à quelques kilomètres du centre ville), aucun autre système n'est mis en place pour la pré-collecte des déchets dans toute la ville. Seules, trois associations (AVROVIKA, AJAC et CABEH) évoluant dans un cadre totalement informel s'activent pour ramasser les déchets auprès des ménages et des services qui ont souscrit à un abonnement pour l'enlèvement de leurs déchets. Chaque ménage ou service gère alors à sa manière ses propres déchets.

Les déchets sont le plus souvent jetés en petite quantité un peu partout dans la ville et on les retrouve quelque fois dans des endroits les plus inattendus tels que les caniveaux et rigoles à ciel ouvert, les abords de la rivière et même dans le lit des ruisseaux. Le nombre de dépotoirs sauvages d'ordures ménagères ne cesse d'augmenter et les endroits de prédilection de leur naissance sont les abords des plans d'eau. D'après Baudu, (1995) les rejets non contrôlés en zone urbaine, par temps de pluie, sont susceptibles de modifier considérablement les équilibres hydrobiologiques et physico-chimiques des milieux récepteurs par un apport massif et rapide des rejets.

La gestion des ordures ménagères telle qu'elle se fait actuellement dans la ville de Kara est donc une source potentielle de pollution de la rivière par un apport massif de matière organique et minérale pouvant provoquer un déséquilibre physico-chimique des eaux et des sédiments et par conséquent des perturbations dans l'écosystème de cette rivière. La photo 3

illustre l'aspect de l'eau de la rivière après les premières pluies qui ont provoqué une arrivée massive des déchets qui flottent à la surface de l'eau.

De part sa quantité qui ne cesse de croître au jour le jour et du mode de sa gestion, les ordures ménagères de la ville de Kara sont indéniablement la première source de pollution des eaux de la rivière Kara.



Photo 3 : Déchets Ménagers et Assimilés dans la rivière Kara

III. Problématique de la gestion des déchets ménagers et assimilés dans les PED

III.1. Généralités sur les déchets ménagers et assimilés

III.1.1. Définition des déchets ménagers et assimilés

D'après la loi N° 2008-005 portant loi-cadre sur l'environnement au Togo, un déchet est défini comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien nuisible abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon».

Au sens de cette définition on peut entendre par déchets ménagers et assimilés (DMA), « tout résidu solide issu de l'activité domestique des ménages ou de l'activité des industries, des services publics, des commerces, des services tertiaires..., et collectés dans les mêmes conditions que les résidus solides issus directement des ménages encore appelés ordures ménagères».

III.1.2. Caractérisation des déchets ménagers et assimilés

La connaissance de la composition physique des ordures ménagères et des déchets issus d'activité non domestique mais collectés dans les mêmes conditions, est une étape nécessaire pour leur gestion durable et éventuellement pour la mise en place de filières de valorisation. Elle constitue un atout efficace pour l'assainissement de l'environnement urbain et la protection des milieux naturels, notamment les plans d'eau, contre les pollutions d'origine anthropique. Les résultats de plusieurs études menées à travers le monde révèlent une très grande variabilité dans la composition physique des DMA. Elle s'observe d'un pays à un autre et est encore plus prononcée lorsqu'on passe d'un pays fortement industrialisé à un PED. Elle s'observe aussi à l'intérieur d'un pays lorsqu'on considère des villes de tailles différentes et même au sein d'une ville lorsqu'on passe d'un quartier de bas standing à un quartier de haut standing. (ADEME 2000 ; Aloueimine et al. 2006 ; Folléa et al. 2001 ; Kpabou 2008). Cette variabilité s'observe sur les différentes catégories des DMA. Le tableau 6 présente la composition physique des DMA dans quelques villes africaines et en France. Hormis le cas de la Mauritanie où la fraction putrescible des ordures ménagères est valorisée en alimentation pour le bétail, ce qui justifie sa faible teneur, elle reste élevée dans la plupart des déchets urbains des pays africains : elle représente 40 à 89% de la masse humide des déchets contre seulement 32% pour le déchet type Français. Les données du tableau 6

montrent que les parts des papiers-cartons et des métaux restent faibles pour la plupart des villes des pays africains comparativement à celles de la France. Sur les fractions fines (< 20 mm) on note une très grande variabilité qui peut s'expliquer par le mode de gestion appliqué aux déchets ou par la méthode utilisée pour leur caractérisation physique.

Tableau 6 : Composition des DMA urbains dans quelques villes africaines et en France

Villes	Putrescibles (%)	Papiers-Cartons (%)	Plastiques (%)	Métaux (%)	Fines (%)	Références
Ouagadougou	60	2	0.5	2	32.5	ANRED, 1999
Cotonou	40-70	1	-	-	36-53	ANRED, 1999
Accra	87	6	1	4	1	ANRED 1999
Nouakchott	4.6	3	17	4.2	44.5	Aloueimine, 2006 b.
Tunis	37-81	1-23	1-16	4	0-2	METAP-PRGDS-Tunisie 2004
Alger	67-89	7-9	2-3	-	0.2-23	METAP-PRGDS-Algérie 2005
Dar-Es-Salam	63	6	<1	-	-	ANRED, 1999
Kigali	53	<1	-	-	45	ANRED, 1999
Douala	62-84	3-4	2-3	-	0.4-25	Ngnikam, 1997
Kinshasa	37-76	2-9	2-3	-	11-58	ANRED, 1999
France	32.2	21.5	11.2	3	-	ADEME, 2007

III.1.2.1. Tri par taille

La détermination de la composition physique des déchets se fait en deux grandes étapes. La première étape est une séparation en différentes granulométries et la seconde un tri des différentes tailles en plusieurs catégories.

Le tri par taille est un outil qui peut aider à la mise en place de séparateurs mécaniques dans les centres de traitement et de valorisation des déchets (Project SWA-Tool, 2004). Il peut également fournir des indications sur l'état de dégradation des déchets dans le gisement (Aïna et al. 2006). En ne considérant que les putrescibles on remarque qu'au cours de l'évolution du massif les éléments de taille plus importante se dégradent rapidement et produisent des fractions de taille plus petite augmentant ainsi la part des fractions fines dans le gisement. D'après les travaux effectués par François et al., (2006) sur les indicateurs de dégradation des déchets enfouis, la taille des composants des déchets semble évoluer avec l'âge du déchet. Un déchet de 3 ans est constitué majoritairement de grosses fractions (environ 50 %) alors que pour un déchet de 30 ans, ce sont les fractions les plus fines qui prédominent. Les déchets de 8 ans et de 20 ans apparaissent comme des étapes intermédiaires. Alors, une réduction importante de la taille des composants peut être considérée comme un indicateur de stabilité des déchets. Mais il est difficile d'utiliser l'évolution de la granulométrie comme indicateur de dégradation des déchets car les données de la littérature sur ce type de paramètre sont rares, et peu d'études l'utilise comme un paramètre de caractérisation car le tri par taille des déchets est une étape laborieuse qui peut paraître rédhibitoire (François et al., 2006).

Les déchets sont en général séparés en quatre granulométries mais il faut noter que le choix des granulométries doit tenir compte des objectifs visés. Les granulométries les plus utilisées sont : les « gros » (constitués le plus souvent des encombrants volumineux ou "monstres" que sont les électroménagers, les mobiliers, etc.), les « moyens », les « fines » et les « extrafines » (dans lesquels on retrouve une proportion importante de sables et de graviers fins surtout dans les déchets des PED). Toutefois, il est conseillé de faire une séparation suivant plusieurs granulométries pour faciliter le tri par catégorie. La procédure MODECOM utilisée par l'ADEME pour la caractérisation des ordures ménagères en France préconise quant à elle une séparation en trois granulométries sur une masse minimale de 500 kg. Les « gros » ($d > 100$ mm), les « moyens » ($20 < d < 100$ mm) et les « fines » ($d < 20$ mm). D'autres auteurs tels que Von Blottnitz et al., 2001 ; François, 2004 ; Aina et al., 2006 ; Kolédzi et al 2010 ont utilisé dans leurs travaux des séparations en quatre granulométries sur des masses minimales

comprises entre 40 et 150 kg. Les « gros » ($d > 100$ mm), les « moyens » ($20 < d < 100$ mm), les « fines » ($8 < d < 20$ mm) et les « extrafines » ($d < 8$ mm).

Les tris sont en général réalisés sur des cribles plans superposables avec des mailles rondes et de diamètres décroissants. Ils peuvent se faire sur les déchets bruts humides ou secs. Toutefois d'après la norme XP X 30-466 (ADEME, 2005a) les tris systématiques ne peuvent se faire que sur les déchets secs.

III.1.2.2. Tri par catégories

Connaître la composition des déchets est nécessaire pour prédire leur évolution dans le milieu récepteur car le comportement d'un gisement de déchets dépend du comportement de chaque catégorie et aussi des interactions entre les différentes catégories. Cela permet également le choix des modes et des techniques de gestion (stockage, pré-traitement, traitement, valorisation matière, recyclage...). Le choix du nombre de catégories effectuées au cours du tri dépend des objectifs visés et des moyens disponibles pour sa réalisation. L'ADEME dans le MODECOM 1993 préconise une séparation des DMA en treize catégories : les putrescibles (constitués des déchets d'alimentation et des déchets de jardin ou déchets verts), les plastiques, les papiers, les cartons, les textiles, les textiles sanitaires, les verres, les métaux, les combustibles non classés ou CNC (constitués de bois, de cuir et de caoutchouc), les combustibles non classés ou INC (composés de matériaux inertes tels que les gravats, graviers, sables, pierres, cendres et coquillages), les déchets spéciaux, les fines et les encombrants (gros emballages, mobiliers, électroménagers...). Certains auteurs utilisent même des sous catégories. Morvan (2000) par exemple a séparé les métaux en éléments ferreux et non ferreux puis Barlaz et al., (1990) et Boda (2002) ont séparé les putrescibles en déchets d'alimentation et en déchets verts. D'autres auteurs par contre ont procédé à un regroupement de certaines catégories comme les papiers et les cartons, les textiles et textiles sanitaires ou encore les verres, les métaux et les inertes (Champion et al. 1996 ; Koledzi et al. 2011). Le BSWM (Bureau of Solid Waste Management) recommande quant à lui une séparation en dix catégories : déchets alimentaires, déchets verts, papiers, plastiques + caoutchouc + cuir, textiles, bois, métaux, verres, cendres, roches et terres. Certains auteurs classent les déchets en fonction de leur vitesse de dégradation à savoir : les déchets rapidement dégradables (les déchets verts, fruits et légumes, matières animales, ...), les déchets assez rapidement dégradables (boues, graisses, ...), les déchets lentement dégradables (papiers, cartons, bois, ... (Aran, 2001)).

III.1.2.3. Composition physico-chimique des DMA

Connaître la composition physico-chimique des déchets est fondamental pour évaluer dans un premier temps la charge polluante qu'ils contiennent puis dans un second temps pour prévoir leurs interactions avec les milieux récepteurs (air, eau, sol) et les écosystèmes naturels. Cette connaissance permet de suivre et de comprendre leur processus de dégradation ultérieure lors d'un enfouissement, d'un prétraitement mécanique et biologique ou d'une valorisation par compostage.

III.1.2.3.1. Humidité initiale

La teneur en eau initiale dans les DMA est un paramètre qui peut influencer plus ou moins leur biodégradation (Gachet, 2005) mais elle est très déterminante dans l'incinération. L'humidité initiale des DMA des PED est très élevée à cause de la forte proportion des putrescibles (fruits, légumes, restes de nourriture) qui sont riches en eau. D'après Gachet, (2005) cette forte teneur en humidité initiale des DMA des PED est un paramètre favorable à leur biodégradation. Dans les villes où la fraction putrescible n'est pas valorisée à la source, les teneurs sont comprises entre 50 et 95%. Dans certaines grandes villes du Ghana, du Burkina-Faso et à Lomé (Togo), cette humidité initiale des DMA se situe respectivement entre 70 - 95% (Asomani- Boateng et al., 1996) , 40 - 60% (Folléa et al.,2001) et 60 - 70% (Koledzi et al., 2011) alors qu'elle n'est que de 11% à Nouakchott où les putrescibles sont récupérés dans les ménages pour l'alimentation du bétail (Alouleimine et al., 2006) et 35% pour le déchet type Français (ADEME, 2007).

III.1.2.3.2. Teneur en matière organique (MO) et matière volatile (MV)

L'évaluation de la Matière Organique (MO) par perte au feu donne une indication sur la charge organique totale ou la Matière Volatile (MV) dans un déchet. La teneur de cette matière organique peut être utilisée comme indicateur de l'état de dégradation et de stabilisation d'un massif de déchet car d'après Kelly (2002) le taux de matière organique d'un déchet diminue avec l'âge. En effet, au cours du processus de dégradation une partie du carbone organique est lixiviée, une autre est relarguée sous forme de biogaz et le reste se transforme lentement en macromolécules complexes et difficilement biodégradables (Berthe et al., 2007). Dans l'évaluation de la matière organique biodégradable d'un massif de déchet, il faut tenir compte de l'apport de certaines catégories de déchets qui contiennent un fort taux de matière organique mais peu biodégradables. Les plastiques par exemple (Kelly, 2002)

contiennent des teneurs très élevées en matière organique (entre 87 et 98%) alors qu'ils font partie des composés les moins biodégradables. Ils peuvent de par leur pourcentage influencer considérablement la valeur de la matière organique déterminée par perte au feu. En effet, Chiampo *et al.*, (1996) ont trouvé une valeur égale à 12,6% pour un déchet de 12 ans contre une valeur de 43% pour un déchet de 11 ans étudié par Kelly, (2002). Toutefois, la connaissance de cette teneur dans un déchet brut à l'état frais peut servir de guide au choix des méthodes de stockage, de traitement ou de valorisation. Mais, l'inexistence d'une méthode normalisée pour la mesure de la matière organique dans les déchets ne facilite pas la comparaison des résultats et ne permet pas d'utiliser efficacement la teneur en matière organique comme un très bon paramètre d'appréciation de l'efficacité des différentes méthodes d'élimination des ordures ménagères.

Les DMA des PED contiennent des teneurs élevées en matière organique à cause de la proportion très importante des putrescibles. En effet, les putrescibles des DMA des PED contiennent entre 70 et 95 % en MS de MO (Ben Ammar *et al.*, 2006 ; Aina *et al.*, 2007 ; Koledzi *et al.*, 2011). Compte tenu de l'importance de cette fraction organique et de l'humidité élevée, le compostage constitue a priori une solution adéquate pour l'élimination des ordures ménagères des PED et peut représenter des enjeux économique et sanitaire pour les collectivités.

III.1.2.3.3. Teneur en Éléments Traces Métalliques (ETM)

La pollution des écosystèmes par les ETM est en grande partie liée aux rejets non contrôlés des déchets. Il est donc important avant tout rejet d'un déchet d'évaluer son potentiel polluant en éléments métalliques. L'effet des ETM sur l'environnement et la santé publique n'est plus à démontrer car, une part importante des maladies comme les cancers, est liée à la présence des ETM dans la chaîne trophique avec des teneurs dépassant largement les seuils autorisés par l'OMS. L'origine des métaux dans les DMA est surtout liée à leur présence dans les matières premières utilisées pour la fabrication de certains produits de grandes consommations (piles, accumulateurs, composants électroniques, aérosols, peintures, gels, boîtes de conserve, plastiques, papiers, cartons, etc.). On les retrouve donc dans les différentes catégories de déchets comme les plastiques, le verre, les papiers-cartons, les putrescibles, les déchets spéciaux et dans les fractions les plus fines (< 10 mm) contenant une quantité importante de sols. D'après Aulin *et al.*, (1997), les ordures ménagères contiendraient d'ailleurs des teneurs 5 à 127 fois plus élevées en certains métaux (Cu, Cd, Pb, Hg et Zn) que

les sols. La pollution métallique stockée dans les déchets constitue donc l'une des principales sources de contamination des milieux naturels.

Les métaux les plus rencontrés dans les DMA sont le nickel, le cuivre, le plomb, le zinc, le cadmium, le chrome et le mercure. Leur quantité varie suivant les origines des déchets. Le tableau 7 présente la composition en ETM dans les déchets urbains de quelques PED et de la France.

Tableau 7 : Composition en ETM dans les déchets urbains de quelques PED et de la France

	Teneur (mg/kg) de MS							Référence
	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd	Hg	
Mauritanie (Nouakchott) Fraction fine	183	54	53	64	228	14	-	Aloueimine et al., 2006
Algérie (Alger) Fraction fine	503- 552	200- 245	276- 360	300- 365	-	50-55	-	Aïna et al., 2007
Tunisie (Tunis)	155- 175	75-181	553- 677	34-85	29-90	1,3-4,5	-	Hassen et al., 2001
Togo (Lomé) Fraction fine	516	-	-	35	-	3	-	Koledzi et al., 2011
France	795	1048	1000	48	183	4	3	ADEME, 1999 a

Le déchet type ménager français présente globalement les teneurs les plus élevées pour le plomb, le cuivre et le zinc. Cette différence est liée à la nature et au mode de gestion des déchets ; le déchet type français a une forte proportion des papiers et cartons de l'ordre de 21,5% (ADEME, 1999a) contre 2 à 10% dans les villes des PED. Les papiers et cartons sont des sources potentielles de ces métaux et enrichissent alors le déchet le déchet type français.

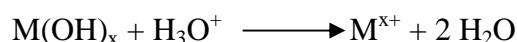
Dans les déchets ménagers frais, Jun et al., (2007) et Espinosa Lloréns et al., (2008) ont montré que les teneurs des métaux les plus rencontrés varient dans des proportions assez larges (Tableau 8).

Les éléments métalliques sont pour la plupart sous forme de carbonate, de sulfure, d'hydroxyde et d'oxyde et leur mobilité de la phase solide vers une phase liquide est conditionnée par plusieurs paramètres physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox, la présence de sites électrophiles ou nucléophiles sur la matière organique (Mårtensson et al., 1999).

Tableau 8 : Teneur en métaux des déchets ménagers de quelques pays émergents
(mg/kgMS)

Métal	Jun et al., (2007)	Espinosa Lloréns et al., (2008)
Pb	44,31	149 - 1446
Cu	36,24	99 - 833
Zn	24,5	258 - 1030
Ni	28,85	-
Cr	36,24	320 - 533
Cd	0,42	< 1,0
Hg	-	1,21 - 3,75

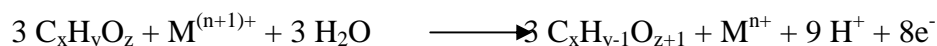
- le pH est un paramètre qui conditionne la spéciation des éléments métalliques et détermine la solubilité et la mobilité des formes minérales telles que les oxydes et les hydroxydes métalliques (M_nO_x et $M(OH)_x$). Une diminution des valeurs du pH favorise la mobilité des métaux de la phase solide vers la phase liquide, leur désorption, et la dissolution des précipités de sulfure, de carbonate, d'oxyde et d'hydroxyde métalliques et libèrent alors les cations métalliques (Feuillade, 2001). Dans le cas des hydroxydes métalliques l'équation-bilan général de cette dissolution est :



Cette diminution favorise par ailleurs la précipitation des macromolécules organiques solubles liés aux métaux.

- le potentiel rédox ou potentiel d'oxydoréduction des différentes espèces métalliques et surtout organiques présents dans la phase solide d'un déchet conditionne la mobilisation et la spéciation des métaux possédant plusieurs degrés d'oxydation. Une valeur élevée du potentiel lié à une abondance de sites donneurs d'électrons sur les composés organiques facilement oxydables ou les sulfures, favorise la transformation du degré d'oxydation de certains cations métalliques (Feuillade, 2001). Dans le cas d'un composé organique non complexe de formule

statistique $C_xH_yO_z$, et d'un métal ayant les degrés d'oxydation $M^{(n+1)+}/M^{n+}$ l'équation-bilan de ce transfert d'électrons peut s'écrire :



Cette réaction montre une libération importante de proton H^+ et donc une diminution du pH et par suite la mobilisation des certains métaux présents dans la phase solide du déchet.

La valeur élevée du potentiel rédox modifie par ailleurs la spéciation rédox de certaines espèces métalliques comme le fer et le zinc par réadsorption sur les oxydes de fer et de manganèse. Le potentiel d'oxydoréduction dans un déchet en décomposition est lui-même plus contrôlé par la teneur en oxygène dissous dans le tas en évolution à cause des processus d'oxydation directe de la MO organique facilement oxydable par cet oxygène.

- la présence de sites donneurs ou accepteurs d'électrons dans les deux phases du déchet en évolution conditionne la mobilité, la spéciation et la réactivité des ETM. La matière organique hydrosoluble colloïdale ou non et surtout les macromolécules de types humique ou fulvique de part leurs nombreux sites électrophiles et nucléophiles sont très déterminants dans le processus du transfert des métaux de la phase solide du déchet vers la phase liquide (Laborda et al., 2008). En effet, les macromolécules de type humique ou fulvique possèdent des sites nucléophiles et électrophiles très réactives qui forment des complexes avec les métaux. Ces macromolécules entraînent alors les ETM vers la phase liquide lorsqu'ils sont lessivés. Mais les complexes sont assez stables et les métaux restent piégés dans la matière organique lessivée. Plusieurs travaux ont montré d'ailleurs que la phase de mobilité la plus importante des ETM est observée dans les deux premières phases de dégradation des déchets (hydrolyse et acidogénèse), et d'après Baccini et al., (1987) puis François et al., (2003), les métaux présents dans les ordures ménagères sont très peu mobiles et plus de 97% y sont encore piégés après trente ans.

Les résidus solides urbains des PED présentent en général une forte proportion de fraction fine constituée essentiellement de sable et de graviers fins (Aloueimine et al., 2006 ; Koledzi et al., 2011). Cette fraction contient naturellement des métaux et augmente de surcroît leur teneur dans les déchets. Ceci peut compromettre la qualité de composts préparés à partir de ces déchets si les métaux qui sont présents peuvent être bio-disponibles pour les plantes.

III.2. Évolution de la quantité des DMA produits dans les centres urbains des PED

La production des DMA dans les centres urbains a évolué en quantité et en composition avec la croissance démographique, le développement économique et social des pays. Les DMA, bien que constitués principalement d'ordures ménagères n'ont pas la même nature partout, car la composition des ordures ménagères est liée aux habitudes de consommation alimentaire et au niveau de vie des populations (Arinola, 1995). Les changements très rapides des modes de vie observés ces dernières années ont provoqué une très grande variabilité dans la nature et la quantité des DMA générés dans les centres urbains aussi bien des pays développés que des PED. Dans les centres urbains des pays développés, la part des OM dans les DMA est comprise entre 50 et 70% (Tchobanoglous et al., 1993) ; cette part est encore plus importante dans les PED ; 92% à Nouakchott et 80% à Dar Es Salaam (MEAT, 2003 ; Mbuligwe et Kassenga, 2004). Si la quantité de déchets produits dans les pays développés s'est légèrement stabilisée ces dernières années avec une croissance de l'ordre de 1% par an ce n'est pas le cas dans la plupart des PED où cette croissance est comprise entre 5% et 10% selon les régions. D'après un rapport de l'OCDE, Eurostat et Cyclope, en 2004 la production mondiale de déchets municipaux est de l'ordre de 1,2 milliards de tonnes 30% seulement sont affectés aux PED mais avec un fort taux de croissance. Au vu de ces chiffres il est clair que la quantité des déchets produits dans les centres urbains des PED va continuer par augmenter dans les années à venir. Si des approches de solutions rationnelles et intégrées ne sont pas prises rapidement, les plupart des centres urbains des PED devront faire face à d'énormes problèmes d'assainissement.

III.3. Gestion des DMA dans les PED

La gestion des déchets dans les pays développés et les PED ne peut être pérenne que dans un cadre réglementaire et juridique définissant les contours dans lesquels la collecte, le stockage, le traitement... des déchets par les différents acteurs (Structures étatiques, collectivités, associations, ONG, et sociétés privées) doivent se faire. Dans les pays développés si les textes juridiques et les réglementations adoptés font plus l'objet d'une application avec des structures de contrôle et de répression, ce n'est pas le cas dans la plupart des PED. Les enjeux sanitaires de la gestion des déchets tels qu'ils sont appréhendés aujourd'hui par les responsables locaux dans les PED révèlent tout simplement que même si les textes adoptés

définissent clairement les actions à mener, de nombreuses barrières restent encore à franchir pour que ces textes soient effectivement appliqués.

III.3.1. Réglementation et cadre juridique au Togo

Le Togo, dans sa politique internationale de protection de l'environnement, a ratifié et adopté plusieurs textes législatifs et les réglementations issues des conventions internationales en matière de gestion des déchets dangereux. Parmi ces conventions on trouve : la convention de Bâle sur les déchets dangereux ratifiée le 5 octobre 2001, la convention de Bamako sur l'interdiction de transfert des déchets dangereux en Afrique, signée en 1990 et la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POPs) signée le 23 mai 2001 à Stockholm. Dans sa politique nationale de protection de l'environnement, le Togo s'est doté très récemment de nouveaux textes de lois dont l'application devrait renforcer les actions de cette politique. En amont à ces lois, la politique de décentralisation en cours dans le pays renforcera aussi les communes dans leurs actions pour la gestion de leur environnement local. Le pays s'est doté également d'un ministère chargé de l'environnement dans le but de bien coordonner les actions des différents acteurs et ses partenaires. Toutefois, le Togo ne s'est pas encore doté d'une législation définissant un cadre juridique et réglementaire propre à la gestion des déchets urbains. La réglementation actuelle est noyée dans les textes généraux comme ceux adoptés même récemment : Plan National d'Action pour l'Environnement (PNAE) adopté en juillet 2001 ; loi cadre sur l'environnement au Togo (Loi n° 2008-005 du 30 mai 2008) qui responsabilise les collectivités territoriales dans la gestion des ordures ménagères. Le Togo a aussi adopté en 2008 un rapport de l'UNDP sur « Amélioration de la gouvernance environnementale au Togo », dont la mise en œuvre des grands axes devrait lui permettre de définir correctement les actions à mener pour l'amélioration de sa gouvernance environnementale. Malgré toutes ces lois le problème de propreté urbaine demeure très préoccupant dans les villes du Togo, à l'instar des autres PED, car l'application sur le terrain des textes adoptés se révèle plus difficile à cause de plusieurs contingences d'ordre social et surtout économique.

III.3.2. Mode de gestion

III.3.2.1. Acteurs

Que ce soit dans les pays développés ou les PED, la gestion des déchets municipaux n'incombe pas uniquement à l'Etat. Plusieurs acteurs du secteur privé et du secteur public

sont associés à la gestion au quotidien de l'enlèvement, du stockage, du recyclage, du traitement etc. des déchets. On peut donc distinguer cinq acteurs principaux dans cette gestion :

- **Le secteur public** (commune, préfecture, mairie, services techniques de l'assainissement,...) ;
- **le secteur privé** (petites et grandes entreprises intervenant dans la gestion des déchets, travaillant en association avec le secteur public et les ONG) ;
- **le secteur informel** (particuliers organisés en associations de quartier, intervenant d'une manière informelle dans la pré-collecte porte à porte), secteur caractéristique des PED. (Charnay, 2005) ;
- **la population** (premier acteur à bénéficier des actions autres, elle constitue le maillon fondamental de la chaîne en payant les taxes d'enlèvement et de traitement des déchets qu'elle génère), l'inaction de cet acteur est à la base des problèmes rencontrés dans les PED et enfin ;
- **les ONG et associations** ; elles sont très représentées dans les PED et interviennent à côté du secteur public et de la population pour l'assainissement des quartiers par des actions surtout de sensibilisation des ménages sur les dangers liés à la mauvaise gestion des ordures ménagères et l'incitation des ménages à l'abonnement pour l'enlèvement des leurs ordures.

Les rôles et les responsabilités de chaque acteur doivent être bien définis et bien maîtrisés pour une bonne organisation et une bonne fluidité des actions sur le terrain. Ces aspects ne sont pas souvent pris en compte dans les PED. Chaque acteur par manque d'information et de formation adopte des comportements qui ne favorisent pas le bon fonctionnement de la chaîne de gestion des déchets municipaux.

III. 3.2.2. Mode de Gestion

Dans les pays développés la gestion des résidus solides urbains est effectuée dans un cadre souvent bien organisé qui définit correctement les rôles et les responsabilités des différents acteurs. Des contrats bien définis sont en général signés entre les entreprises chargées de la collecte et de l'élimination des déchets et les communes. Le recouvrement automatique des taxes par tous les ménages et les services permet à la commune d'honorer ces engagements vis-à-vis de ces entreprises. Cette organisation n'est pas bien développée dans les PED. En effet, les termes des contrats signés entre les communes et les sociétés ou les ONG qui acceptent procéder à la pré-collecte et à la collecte des déchets ne sont pas souvent respectés

par les deux parties. De plus, les difficultés d'application des lois amènent un grand nombre de ménages et de services à procéder à une gestion autonome de leurs déchets souvent dans des conditions inadéquates, compromettant ainsi les moyens financiers que les communes peuvent disposer par le recouvrement des taxes et assurer les engagements vis-à-vis de leurs partenaires.

III.3.3. Collecte et élimination

III.3.2.1. Collecte des déchets

D'après Charnay (2005), la collecte des déchets dans les villes des PED peut prendre trois formes principales suivant la taille de la ville et les moyens techniques et financiers disponibles. Il s'agit de :

- la pré-collecte assurée par des moyens légers (charrettes à motricité humaine ou munies de mini-tracteur ou tirées par des ânes). Les agents de pré-collecte circulent avec leur charrette et vident les poubelles des ménages abonnés auprès de l'association ou de l'ONG qui les emploie. Lorsque la charrette est pleine, elle est conduite à un point de transit ou dépotoir intermédiaire plus ou moins aménagé. Les déchets sont ensuite transportés par les gros camions vers la décharge finale ;

- l'apport volontaire en containers. Des containers sont déposés à des points stratégiques dans certains quartiers et les ménages sont appelés à y déposer volontairement leur déchets. Les containers sont ensuite acheminés vers un dépotoir intermédiaire ou à la décharge finale ;

- la collecte par les moyens lourds. Ce mode est plus utilisé pour la collecte dans les centres administratifs et dans les quartiers de standing élevé. L'enlèvement des déchets se fait par de gros camions spécialisés qui acheminent souvent les déchets directement vers la décharge finale.

Ces formes ont chacune leurs avantages et inconvénients. Il revient, aux responsables de chaque collectivité de choisir la ou les forme(s) qui s'adapte(nt) le mieux à la gestion de leurs DMA, tout en tenant compte des contingences inhérentes à leur milieu.

III.3.3.2. Élimination des déchets

Dans les PED la mise en décharge est la forme d'élimination réservée à plus de 90% des déchets produits. Mais les décharges se résument le plus souvent en des espaces en plein air ou en de grandes fosses non aménagées, non contrôlées et ne répondant à aucune norme environnementale. Seuls quelques PED font des efforts pour aménager des Centres

d'Enfouissement Techniques (CET) comme dans les pays développés (Thurgood, 1998). Dans les villes des PED, par manque de vision et de moyens techniques et financiers, les dépotoirs sauvages tendent à devenir des décharges finales pour les DMA.

L'élimination par recyclage est le plus souvent effectuée par le secteur informel. Dans les ménages, il se résume au réemploi ou à la réutilisation des certaines catégories de déchets tels que : les bouteilles en verres ou en plastiques, les papiers et cartons d'emballage.

La forte proportion de matière organique dans les DMA des PED est un atout pour son élimination par compostage. Mais cette filière de valorisation matière est très peu utilisée. Toutefois, on peut noter ces dernières années des tentatives dans quelques pays d'Afrique comme l'Egypte, la Tanzanie, le Madagascar, le Burkina-Faso, le Mali, le Togo,... Le marché informel qui se développe autour de la récupération des métaux constitue aussi une forme de valorisation des déchets des PED. Les tentatives de valorisation par récupération d'énergie dans des centres d'incinération ont échoué à cause de la forte teneur en humidité des DMA des PED et les moyens techniques considérables que nécessite cette filière.

III.3.4. Enjeux sanitaires de la gestion des DMA

Les difficultés de mise en application des lois et des réglementations dans le domaine de l'environnement en général et en particulier dans le secteur des déchets et surtout des DMA, couplées avec le manque de coordination entre les différents acteurs, d'infrastructures, de moyens financiers et de vision politique, ont provoqué l'apparition de dépotoirs sauvages un peu partout dans les villes des PED. On les trouve même parfois à des endroits les plus inattendus (centres de santé, marchés, espaces de loisirs, abords des rivières,...). Cette gestion des DMA des centres urbains des PED (Hebette, 1996) favorise d'une part la multiplication des vecteurs de transmission tels que les arthropodes (mouches, moustiques) et les rongeurs (rats, et autres) qui sont à la base de plusieurs maladies (paludisme, choléra, fièvre typhoïde,...) auxquelles les PED ont du mal à faire face. D'après le rapport d'une étude réalisée en 1997 par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), plus de 67% des habitants des PED sont exposés à des risques importants pour la santé, notamment à cause du manque de systèmes adéquats d'évacuation des eaux usées, des excréta et des ordures ménagères (Rapport OMS, 1997). Dans bien des cas, les personnes les plus vulnérables sont les enfants qui jouent au milieu des ordures, ainsi que les récupérateurs / collecteurs et les manutentionnaires professionnels de déchets qui manipulent les déchets sans aucune protection en méconnaissance totale des dangers qu'ils représentent pour leur santé (Charnay,

2005). Les enjeux sanitaires de la bonne gestion des déchets sont alors capitaux pour les villes des PED pour une préservation de la santé de leur population.

La gestion des DMA, telle qu'organisée dans la plupart des villes des PED, soulève des inquiétudes énormes par rapport aux impacts environnementaux. Elle a montré également une incapacité de tous les acteurs intervenant dans le processus de la gestion des DMA à définir des stratégies locales de mise en application des lois et des tests réglementaires, de mobilisation et de recherche des moyens financiers indispensables à une bonne organisation de la filière. Les conséquences de cette mauvaise gestion sont : la multiplication des dépotoirs sauvages à des endroits les plus inattendus et des sites de transit et des décharges finales ne répondant à aucune norme environnementale, menaçant ainsi la santé des populations des villes des PED et surtout celles des villes africaines. Toutefois, les enjeux économiques de la gestion des déchets sont si énormes que les pays développés ne cessent de développer des stratégies et des techniques pour améliorer leurs systèmes de gestion. Il revient donc aux PED d'emboîter les pas des pays développés. Pour y parvenir il faut au préalable faire un état des lieux sur la nature, le flux et la quantité des gisements générés ainsi que leurs propriétés bio-physico-chimiques afin de prévoir leur devenir dans la nature et d'estimer leurs impacts sur les milieux récepteurs. Les résultats de plusieurs études ayant montré que les DMA des PED contiennent une forte proportion de matière organique biodégradable, le devenir de ces gisements peut être étudié par un suivi du processus de dégradation de cette fraction.

IV. Biodégradation et stabilisation des déchets

La capacité d'un déchet à se biodégrader est un facteur fondamental qui va conditionner le choix de ses voies d'élimination, entre autres par enfouissement ou par compostage. Le flux de pollution générée dans les décharges aménagées ou sur les dépotoirs sauvages est également lié au processus de dégradation qui peut se dérouler dans le gisement en évolution. L'impact environnemental d'un déchet ne peut jamais être considéré comme nul mais l'objectif des choix d'élimination est qu'il atteigne un état de non activité dit état de stabilité dans lequel aucune reprise d'activité biologique, même en présence d'eau, n'est possible. Pour déterminer cet état de stabilité, il faut connaître les paramètres qui influencent la dégradation des déchets dans les conditions aérobies et anaérobies. Plusieurs tests ont été développés pour déterminer cet état de stabilité. Mais il faut reconnaître que ces tests ont été développés au départ pour les composts et les sols et donc ne se prêtent pas totalement à la matrice déchet qui est un système très hétérogène et assez complexe. La mise en place d'un test propre à la matrice déchet est donc nécessaire pour mieux évaluer sa biodégradabilité et sa stabilité.

IV.1. Définition des termes « Biodégradabilité » et « Stabilité des déchets »

La biodégradabilité peut être définie comme l'utilisation effective de la MO présente dans un système par les micro-organismes (Labanowski, 2004). Elle peut être aussi définie comme l'expression du potentiel d'interaction entre le système et la population des microorganismes. Vu sous cet angle, on peut estimer qu'elle correspond à un processus complexe au cours duquel la population des micro-organismes présents dans une matrice utilise directement la MO biodégradable pour produire soit un nouveau matériel cellulaire soit de l'énergie et des nutriments par minéralisation de cette MO.

En considérant à la fois les approches des différents auteurs (Delineau et Budka, 2000 ; Warith, 2002) et la Directive Européenne 1999/31/CE on peut résumer la définition de la stabilité d'un déchet comme un état physique, chimique et biologique du déchet ou l'effluent qu'il génère (lixiviat et biogaz) est tel qu'il ne nécessite plus de traitement avant son rejet dans la nature et que son impact sur l'environnement et la santé publique est pratiquement nul.

D'après Berthe (2006) cette définition soulève des questions importantes à savoir : quels sont les paramètres à prendre en compte dans la composition des effluents ? Les paramètres

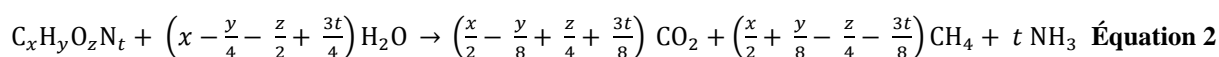
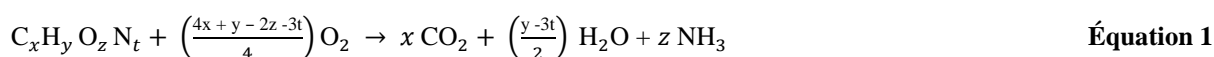
considérés sont-ils vraiment représentatifs d'un état de stabilité ? N'est-il pas possible que le système soit toujours en évolution bien que ces paramètres semblent stables dans le temps ? Ces questions qui restent en suspens doivent trouver des approches de réponses pour une meilleure prédiction de l'état de stabilité d'un déchet.

IV.2. Flux de pollution au cours de la biodégradation

Dans un processus de biodégradation le biogaz et le lixiviat générés sont les deux grands flux de pollution les plus observés. S'ils sont essentiellement considérés comme des flux de pollution, ils peuvent également être utilisés comme indicateurs de l'état de dégradation d'un déchet. En effet, la composition du biogaz ainsi que la qualité du lixiviat peuvent renseigner sur l'état de dégradation d'un déchet. D'après Navarro (1988), Labanowski (2004) et Berthe (2006), la quantité de biogaz rejeté, sa composition ainsi que les caractéristiques de la MO du lixiviat sont un reflet de l'état d'avancement du processus de biodégradation en cours dans un gisement de déchet.

IV.2.1. Production de biogaz

Dans les CET et les centres de stockage contrôlés ou non, les décharges aménagées ou non et même les dépotoirs sauvages d'ordures ménagères, la dégradation de la matière organique biodégradable se déroule en grande partie en phase anaérobie. Toutefois, elle est toujours précédée d'une phase aérobie au cours de laquelle la quantité de dioxyde de carbone générée n'est pas moindre. Tchobanoglous et al. (1993), ont estimé que les décompositions aérobie et anaérobie de la matière organique de formule générale « $C_xH_yO_zN_t$ » peuvent être traduites respectivement par l'Équation 1 et l'Équation 2.



Le "biogaz" est alors l'ensemble des produits gazeux issus de l'action des micro-organismes sur la matière organique biodégradable. Il est majoritairement composé de dioxyde de carbone (CO_2) et de méthane (CH_4) mais aussi d'autres composés non moins importants en quantité tels que l'azote N_2 et le dioxygène O_2 (Équation 1 et Équation 2) et certains à l'état de trace tels que le sulfure d'hydrogène (H_2S), les organo-halogénés ou métalliques et divers composés organiques volatiles (COV). Parmi les COV produits dans une décharge d'ordures

ménagères les plus simples et les plus abondants sont le benzène, le toluène, les aldéhydes, les cétones, les esters... Parker et al., (2003) ont recensé à cet effet plus de 500 COV dans l'effluent gazeux des centres d'enfouissement des ordures ménagères ayant des origines différentes. On peut donc noter que la qualité et la quantité du biogaz généré sont liées à la nature des déchets qui évoluent avec l'âge. Le rendement de cette production est très élevé au début du processus et peut se stabiliser après plusieurs dizaines d'années, mais il reste toujours très variable. Farquhar et Rovers (1973) ont distingué quatre phases dans l'évolution de la composition du biogaz d'un déchet ménager brut (Figure 3).

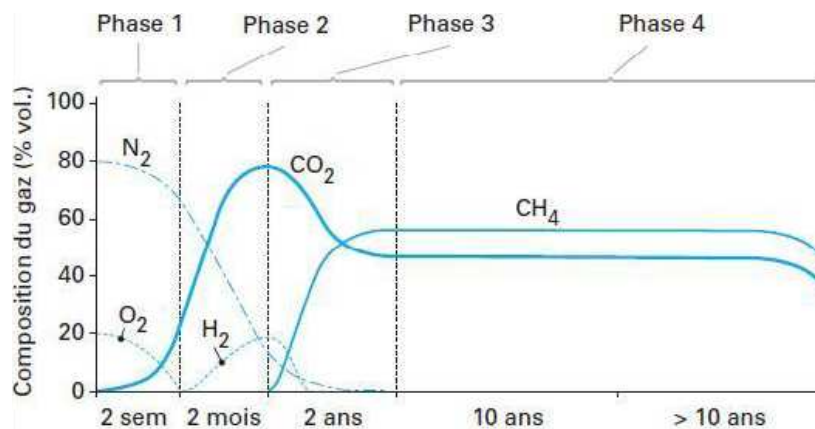


Figure 3 : Evolution de la composition du biogaz au cours de la dégradation des déchets ménagers en condition anaérobie (Farquhar et Rovers, 1973).

Les deux premières phases correspondent à une consommation de la matière organique facilement biodégradable, corrélable avec la forte consommation de l'oxygène (O_2) dans la première phase et d'azote (N_2) sur les deux phases et une production importante de dioxyde de carbone (CO_2) et d'hydrogène (H_2). La troisième phase correspond à la méthanogénèse où la matière organique moyennement biodégradable est utilisée par les bactéries anaérobies entraînant une production importante de méthane et une diminution du rejet de dioxyde de carbone. La quatrième et dernière étape correspond à une utilisation des composés lentement et difficilement biodégradables où la production de méthane tend à être équivalente à celle du dioxyde de carbone. L'état de stabilité du déchet n'est atteint qu'à la fin de cette dernière phase où la production du biogaz est pratiquement nulle. Mais dans le massif de déchet des centres d'enfouissement des DMA en particulier, toutes les conditions ne sont pas toujours réunies pour permettre une évolution jusqu'à la fin de cette dernière phase où les déchets sont considérés comme assez stables. Des techniques nouvelles d'enfouissement des OM sont donc nécessaires pour améliorer la dégradation des déchets.

La capacité d'un déchet à produire du biogaz est également liée à la qualité de la matière organique libérée par le déchet en évolution (Feuillade et al., 2009). Cette capacité est en relation avec le caractère hydrophile, hydrophobe et aromatique de la matière organique. En effet, plus les composés organiques libérés sont hydrophiles plus ils seront biodégradables et serviront à la production du biogaz et à l'inverse plus la matière organique devient hydrophobe et aromatique, moins elle est biodégradable et s'apparente alors à des molécules réfractaires à la dégradation inaptes à produire du biogaz.

Le taux de production de méthane (Harriès et al., (2001b) ; Harriès et al., 2001c) pour des OM varierait entre 85 et 125 Nm³CH₄/tMS. La quantité de biogaz généré est fonction du type de composés organiques se trouvant dans les déchets. En effet, d'après Mc Bean et al., (1995), la production optimale de biogaz serait de 1430 L/kg de déchet pour les lipides, 988 L/kg pour les protéines et 829 L/kg pour la cellulose. Il apparait donc que les lipides sont les composés facilement biodégradables et assimilables et possèdent un potentiel biogaz respectivement supérieur aux protéines et à la cellulose.

Tableau 9 : Production optimale de biogaz par différents types de déchets (Harriès et al., 2001a)

Type de déchet	CH ₄ (Nm ³ /tMS)
Putrescibles	16 – 94
Papiers	127 – 167
Cartons	209
Textiles	94 – 142
Bois	28

Cette différence de potentiel biogaz selon le type de composés organiques détermine la valeur du BMP sur les différents types de déchets. Des mesures de BMP sur différentes catégories de déchets montrent des différences significatives en termes de potentiel à produire du méthane (Harriès et al., 2001a). En fonction du type de déchet, les cinétiques de production et les volumes de biogaz produits sont très variables (Tableau 9).

Le biogaz a été considéré pendant très longtemps comme l'une des sources du réchauffement climatique par l'effet de serre. Aujourd'hui des voies pour sa valorisation en énergie sont

explorées et de nouvelles technologies sont mises en œuvre pour améliorer sa production (augmentation de la vitesse des réactions et du rendement), sa récupération et son traitement avant l'utilisation comme combustible.

Si dans le pays développés des textes réglementaires sont mis en place pour le captage et la recherche de solution de valorisation des effluents gazeux lors du traitement des déchets (Directive CEE du 26/04/99 ; arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux centres de stockage de classe II), ils le sont moins dans la plupart des PED où les textes adoptés ont du mal à être appliqués. Toutefois, la part importante de matière organique dans les OM des PED représente un atout considérable pour leur valorisation par la production de biogaz.

IV.2.2. Production de lixiviat

La production de lixiviat dans les centres de stockage, d'enfouissement, de traitement et sur les dépotoirs sauvages est la résultante des processus biologiques et physico-chimiques très complexes qui ont lieu en milieu aérobie ou anaérobie. Elle est la résultante de l'infiltration de l'eau (de pluie, de rosée ou de ruissellement) dans le massif de déchet, mais cette production dépend aussi de l'humidité initiale dans les déchets avant leur entassement, compactage ou enfouissement (El-Fadel et al., 1997). Ainsi au cours de la dégradation, le lixiviat produit est la conséquence de l'eau qui s'infiltré et percole à travers le massif de déchet en se chargeant en substances organiques et minérales hydrosolubles ou non et en micro-organismes pathogènes ou non. Cette charge du lixiviat ne permet pas son rejet direct dans la nature sans un traitement préalable même si sa composition et sa quantité sont très variables et en relation avec la nature du déchet ou avec le mode de traitement appliqué (El-Fadel et al., 2002). Dans les pays développés des normes de rejet sont appliquées au lixiviat. Elles imposent la mise en place d'un traitement spécifique, biologique ou physico-chimique en fonction des caractéristiques et de l'âge des lixiviats. Dans les PED, même s'il existe des textes réglementant le rejet des eaux polluées et notamment du lixiviat, rares sont les mécanismes d'accompagnement qui permettent leurs applications effectives.

IV.2.2.1. Composition du lixiviat

La composition globale du lixiviat d'un massif de déchet évolue avec l'âge des déchets, les débits du lixiviat et les conditions d'enfouissement.

Tableau 10: Gammes de valeurs des lixiviats générés au cours des phases de dégradation
(Pohland et al. 1983 ; Robinson et Gronow, 1993 ; Kjeldsen et al. 2002)

Paramètre	Hydrolyse	Acidogénèse	Méthanogénèse	Maturation
pH	6 à 7	4,7 à 7,7	6,3 à 8,8	7,1 à 8,8
Conductivité (ms/cm)	2,4 à 3,3	1,6 à 17,1	2,9 à 7,7	1,4 à 4,5
DCO (mgO ₂ /L)	500 à 20000	1500 à 72000	800 à 10000	30 à 900
COT (mgC/L)	-	350 à 29000	14 à 2270	-
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	100 à 11000	1000 à 58000	600 à 3400	4 à 120
AGV (mg/L)	-	963 à 22414	5 à 146	-
NTK (mgN/L)	180 à 860	14 à 1900	25 à 80	7 à 500
NH ₄ ⁺ (mgN/L)	120 à 225	2 à 1030	6 à 430	6 à 430
NO ₃ ⁻ (mgN/L)	0,1 à 51	0,05 à 19	0	0,5 à 0,6
Cl ⁻ (mg/L)	30 à 5000	30 à 5000	30 à 5000	30 à 5000
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	10 à 458	10 à 3240	0	6 à 430
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,6 à 1,7	0,16 à 120	0,7 à 14	0,16 à 54
Cu (mg/L)	0,10 à 0,40	2,0 à 0,05	0,10 à 0,20	0,02 à 0,60
Cd (mg/L)	<0,005 à 0,01	<0,005 à 0,40	<0,005 à 0,01	0,004
Cr (mg/L)	0,023 à 0,30	0,06 à 20	0,05	0,05
Ni (mg/L)	0,02 à 1,55	0,03 à 80	0,1 à 1	0,07
Pb (mg/L)	0,001 à 0,004	0,01 à 1,44	0,01 à 0,1	0,01 à 0,1
Fe (mg/L)	68 à 370	100 à 2000	115 à 340	4 à 20
Zn (mg/L)	0,06 à 20	0,65 à 200	0,4 à 6	0,4

Il est difficile de donner une composition moyenne d'un lixiviat issu de déchets ménagers à cause de la diversité des origines. Mais il est acté qu'on retrouve généralement des composés organiques majeurs tels des acides gras volatils (AGV), des substances de type humiques et fulviques, des hydrocarbures ; des composés minéraux majeurs à l'état d'ions tels que Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, Fe²⁺, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Cl⁻, HCO₃⁻... et des métaux ou métalloïdes (plomb, nickel, cuivre, zinc, cobalt, chrome, mercure, cadmium,...) complexés ou non avec des ligands minéraux ou organiques. Plusieurs travaux menés dans des centres de stockage

d'ordures ménagères ont permis d'établir des gammes de valeur des principaux paramètres et des teneurs en éléments majeurs caractéristiques de la qualité du lixiviat en fonction des phases d'évolution du déchet. Ces données sont présentées dans le tableau 10.

D'après Millot, (1986) et Ramade, (1998), le pH, la DCO, le ratio DBO_5/DCO , et la concentration en acides organiques peuvent être utilisés pour classer les lixiviat en : lixiviat jeune (moins de cinq ans), lixiviat intermédiaire (entre cinq et dix ans) et lixiviat stabilisé (plus de dix ans). Les données de cette classification sont rassemblées dans le tableau 11.

Tableau 11: Classement des lixiviats selon leurs âges. (Millot, 1986 ; Ramade 1998)

Paramètres	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age	< à 5 ans	5 à 10 ans	> à 10 ans
pH	< 7	≈ 7	> 7
DCO (gO_2/L)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO_5/DCO)	> 0,3	0,1 à 0,3	< 0,1
[Acides organiques]	Forte	Moyenne	Nulle

D'après ces données, un lixiviat est dit jeune lorsqu'il est issu d'un déchet dont le processus de dégradation correspond une phase d'hydrolyse des composés organiques et minéraux facilement mobilisables et une phase d'acidogénèse où les grosses molécules organiques hydrolysées sont transformées en acides organiques de tailles plus petites. La production d'un lixiviat jeune est concomitante avec une activité croissante des micro-organismes anaérobies qui maintiennent une biodégradation importante dans le massif de déchet en évolution. Le lixiviat de type intermédiaire est obtenu lorsque le déchet en décomposition se trouve dans une phase à cheval entre les phases d'acétogénèse et de méthanogénèse et où la MO hydrosoluble mobilisée moyennement biodégradable est utilisée par les bactéries anaérobies. Le lixiviat dit « stabilisé » est associé à un déchet en phase de maturation où le processus de dégradation observé est une fin de méthanogénèse ou de stabilisation et les composés réfractaires à la dégradation sont de plus en plus nombreux. Toutefois, il est difficile avec la variabilité des processus de dégradation et de la complexité de la matrice déchet de relier étroitement la qualité d'un lixiviat à son âge puisque cette qualité dépend aussi du mode de

gestion mise en place et des caractéristiques initiales du déchet. D'ailleurs plusieurs études ont montré des incohérences entre cette qualité et l'âge (OGSI, 2001 ; François et al., 2006 ; Parodi et al., 2010). L'accès à l'état de dégradation d'un déchet peut alors s'appréhender à partir d'une connaissance plus spécifique de la MO qui constitue le déchet et qui est ensuite mobilisée par le lixiviat (EL-Fadel et al., 2002 ; Berthe et al., 2008 ; Labanowski et al., 2009)

IV.2.2.2. Matière organique du lixiviat et état de dégradation d'un déchet

Le pH, la conductivité, la teneur en MES, les teneurs en ions majeurs, la concentration en AGV, la DCO, le COD, l'absorbance UV, la DBO₅ et les concentrations en métaux sont généralement utilisés pour définir la composition d'un lixiviat et estimer l'état de dégradation d'un déchet. Mais la non-uniformité des résultats d'un auteur à un autre pose souvent des problèmes de comparaison et d'interprétation de l'état de dégradation des déchets en se basant uniquement sur ces paramètres. De plus, ces paramètres peuvent devenir constants et stables au cours du temps alors que la MO du lixiviat continue à évoluer et que le déchet n'est pas stabilisé. La matière organique du lixiviat d'un déchet est en rapport étroit avec son état de dégradation ; elle peut être donc utilisée pour mieux appréhender cet état mais aussi pour connaître et évaluer le flux de pollution organique que le déchet peut relarguer. Ainsi les paramètres tels que la concentration en AGV, le COD et l'absorbance UV à 254 nm associés à une connaissance de la part des composés organiques hydrophiles ou hydrophobes du lixiviat peuvent informer sur l'état de dégradation d'un déchet. (Berthe et al., 2006 ; Feuillade et al., 2009 ; Parodi et al., 2010).

IV.2.2.2.1. Concentration en AGV du lixiviat et état de dégradation d'un déchet

Les AGV sont des composés organiques à fonction acide et assez volatils. Ils ont une chaîne carbonée relativement courte (C₁ à C₇) et une masse molaire moléculaire faible. Parmi les plus simples et les plus courants on peut citer les acides formique, acétique, lactique, propionique, butyriques, valériques,.... Dans le processus de dégradation d'un déchet les AGV sont les premiers produits de transformations de la matière organique biodégradable et sa forte concentration dans un lixiviat est caractéristique des premières phases (hydrolyse et acidogénèse) de dégradation du déchet. D'après Harmsen (1983), ils représenteraient à eux seuls presque 95% du carbone organique du lixiviat dans ces premières phases de dégradation d'un déchet. La concentration en AGV du lixiviat issu d'un déchet est donc un indicateur de

son état de dégradation ou de stabilité. Ainsi, une forte concentration en AGV (de 1 à 22 mg/L) d'après Ehrig, (1989), Robinson et Gronow (1993), est synonyme d'un gisement de déchets jeunes et frais dans lequel l'activité biologique est très intense alors qu'une très faible concentration ou une absence d'AGV est caractéristique d'un gisement de déchets âgés dits "stables" et dans lequel l'activité biologique est très réduite. Des concentrations intermédiaires indiquent un gisement de déchet en phase de dégradation méthanogène. Toutefois, on peut remarquer que la gamme des concentrations très large ne permet pas de définir avec précision les durées correspondantes à chaque phase. De plus, certains AGV en forte concentration provoquent une inhibition du processus de dégradation à cause de leur toxicité pour certains microorganismes responsables de la biodégradation.

IV.2.2.2.2. Concentration en COD du lixiviat et état de dégradation d'un déchet

Le COD est le paramètre qui rend mieux compte de la quantité totale de la matière organique mobilisée dans un lixiviat. Sa concentration évolue de la même manière que celle de l'AGV. C'est un bon indicateur de l'état de dégradation d'un gisement de déchet. Une forte concentration de COD dans le lixiviat d'un déchet indique qu'on est en présence d'un gisement de déchet évoluant dans les premières phases de dégradation (hydrolyse et acidogénèse). Cependant, lorsque le déchet rentre en début de stabilisation la valeur du COD du lixiviat reste constante alors que l'avancement de la dégradation continue à évoluer. Le COD corrélé avec d'autres paramètres tels que l'absorbance UV à 254 nm, la teneur en AGV, la MO dans la fraction solide du déchet..., permet une meilleure interprétation de l'état de stabilité et/ou de la dégradabilité d'un déchet. Ainsi, le ratio absorbance UV à 254 nm/COD, appelé indice SUVA (Specific Ultra-Violet Absorbance), traduit la stabilité d'un déchet. Un SUVA élevé signifie que les composés organiques dissous sont fortement aromatiques et correspondent à des structures complexes difficilement biodégradables montrant ainsi que le déchet est relativement stable. D'après Berthe et al., (2008) ; Feuillade et al., (2009) si cet indice est inférieur à 10 la stabilité du déchet est très faible, entre 10 et 30 cette stabilité est faible et au-delà de 30 la stabilité du déchet commence à être élevée. Le ratio COD/MO, qui exprime la part de la matière organique mobilisée dans la fraction solide du déchet et qui se retrouve dans le lixiviat permet de mieux rendre compte de l'état d'avancement de la matière organique dans la phase solide d'un déchet. Si ce ratio est faible on peut estimer que le déchet solide contient moins de matière organique pouvant être mobilisée et donc se trouve dans un état stable où la grande partie de sa matière organique est essentiellement constituée

de composés biologiquement stables tels que des lignines, et des substances de type humique. Le ratio AGV/COD quant à lui permet d'évaluer la part des composés à caractère très volatil dans la matière organique mobilisée. Si ce ratio est élevé, la matière organique mobilisée est biodégradable. Une valeur élevée d'AGV/COD indique la présence d'un gisement de déchet en évolution dans les premières phases de dégradation et une faible valeur est synonyme d'un gisement en phase de stabilisation.

IV.3. Paramètres influençant la biodégradabilité des déchets

La biodégradation d'un déchet, en condition aérobie ou anaérobie est conditionnée par plusieurs paramètres d'ordre physique, chimique et biologique. Si ces conditions ne sont pas réunies on peut assister à une inhibition du processus de dégradation car les mécanismes biologiques qui se déroulent dans une matrice de déchet et les conditions physico-chimiques sont tellement interdépendants que toute modification, qu'elle soit minime ou importante, entraîne en général un changement dans l'évolution de la matrice. Il est donc important de connaître ces paramètres afin d'optimiser l'élimination des déchets selon leur nature et selon le mode d'élimination utilisé.

IV.3.1. Paramètres physiques

La granulométrie, la composition, le compactage, l'humidité et la température sont les paramètres physiques les plus déterminants dans l'évolution d'un gisement de déchet.

IV.3.1.1. Effets de la granulométrie

La taille des déchets est un paramètre important dans le processus de biodégradation. L'activité biologique dans un gisement peut être ralentie par la taille des déchets. En effet, une granulométrie élevée n'est pas toujours favorable à une rétention d'humidité et de chaleur qui peuvent favoriser une activité plus importante des microorganismes en garantissant leur survie, leur dispersion dans toutes les fractions et leur brassage dans le gisement. Une granulométrie plus ou moins fine quant à elle est favorable au processus de dégradation de la matière organique. C'est entre autres pour cette raison que dans la plupart des protocoles d'analyse des déchets il est recommandé un broyage des fractions gros et moyen pour obtenir des fractions de taille plus petite, plus homogène et expérimentalement plus simple. Elle peut être également utilisée comme un indicateur de l'état de stabilité d'un gisement de déchets car la proportion de la fraction fine augmente avec l'âge du gisement. François, (2004) en étudiant des déchets d'âge différent a montré que le pourcentage de fine était de l'ordre de

25% dans un gisement de trois ans alors qu'il atteint 45% dans un gisement de trente ans. Toutefois, à cause des écarts entre les résultats des différents auteurs et de la divergence des méthodes de séparation et de tri, ce paramètre n'est pas très indiqué pour évaluer l'état de dégradation d'un gisement de déchet.

IV.3.1.2. Effets de la composition

La composition d'un gisement de déchet influence énormément son comportement à la dégradation car les différentes fractions n'ont pas toujours les mêmes prédispositions à la biodégradation. Dans tout gisement de déchet les fractions les plus réactives à la biodégradation sont les putrescibles. Ainsi, dans un massif de déchet où cette fraction est dominante, on peut assister à une dégradation très rapide du massif et ceci en liaison avec la nature des différents composants de cette fraction. En effet, toute matière dite putrescible n'a pas toujours un effet positif sur le processus de biodégradation. Certains déchets putrescibles en se dégradant libèrent des composés qui lorsqu'ils ne sont pas simultanément utilisés, s'accumulent dans le gisement et inhibent par la suite l'activité biologique. La composition physique peut servir d'indicateur de l'état de dégradation d'un gisement de déchets mais la divergence dans les méthodes de séparation et de tri ne permet pas de généraliser les résultats. Certains auteurs comme Flyhammar, (1997) ; Rodriguez et al., (2001) ; François et al., (2006), ont toutefois estimé que les proportions des papiers cartons et de la matière organique associée aux putrescibles peuvent servir d'indicateur de stabilité.

IV.3.1.3. Effets du compactage

Le tassement ou le compactage des déchets dans les centres de stockage, de traitement ou même sur les dépotoirs sauvages, contribue à la dégradation anaérobie des déchets. En réduisant la porosité des composants, elle empêche une bonne aération du tas et donc une diminution des processus aérobies en faveur des processus anaérobies. Les travaux réalisés par Stoltz et al., (2010) sur les variations de la porosité des déchets par compression ont montré qu'une réduction importante du volume peut être effectuée suivant le type de déchet. Le volume des déchets putrescibles et des cartons peut être réduit dans des proportions assez considérables. Les ordures ménagères renfermant un pourcentage élevé de ces déchets se prête bien alors à une élimination dont le cycle comporte une phase de compression. Le compactage favorise également le contact entre la phase solide, le lixiviat et les micro-organismes (Yuen et al., 1995 ; Palmowski et Muller, 1999) et peut donc contribuer à la biodégradation des déchets. Toutefois un tassement trop important peut provoquer une

impermeabilité totale du gisement aux liquides et aux gaz et par la suite entraîner un blocage du processus de dégradation. Dans les centres d'élimination des déchets le compactage est le plus souvent utilisé pour rendre le gisement imperméable à l'eau de pluie et ainsi contrôler la production du lixiviat.

IV.3.1.4. Effets de l'humidité

La prolifération des micro-organismes dans un massif de déchets est conditionnée par sa teneur en eau car c'est le vecteur principal qui assure dans le massif l'hydrolyse des composés, le déplacement et l'homogénéisation des éléments nutritifs au profit des micro-organismes (Augenstein et Pacey, 1991 ; Mc Dougall et Pyrah, 2001). Gachet, (2005) a estimé que même si une humidité de 60% est favorable au développement des micro-organismes, elle est toutefois une valeur critique pour l'accumulation des AGV et une diminution du pH dans le massif de déchets qui peuvent par la suite inhiber la biodégradation. Si dans les centres d'enfouissement on estime qu'une diminution importante de l'humidité initiale dans les déchets est synonyme d'un état de stabilité, cette stabilité ne peut être effective que si une réintroduction de l'eau dans les déchets ne provoque pas une reprise de l'activité biologique avec une production importante de biogaz. Lorsque les déchets sont éliminés par aérobiose (cas du compostage), la diminution de l'humidité initiale est un indicateur d'état de stabilité des déchets biodégradables. On peut donc expérimentalement corréler l'humidité initiale de certains types de déchets (putrescibles, papiers et cartons par exemples) à leur prédisposition à la biodégradation.

IV.3.1.5. Effets de la température

La survie des micro-organismes dans un massif de déchets est conditionnée par la température dans le massif. Le processus de biodégradation, qu'il soit entièrement en phase aérobie, anaérobie ou combiné, est assuré par deux grandes classes de micro-organismes : les mésophiles dont la température optimale de survie est entre 40 et 45°C puis les thermophiles qui résistent à des températures légèrement supérieures à 70°C. Yuen et al., () ; Mata-Alvarez, (2002) ont donc montré qu'une température comprise entre 30 et 35°C est très favorable à l'activité des bactéries aérobies et que la production de chaleur qui en découle peut faire passer la température au-delà de 70°C. Cette montée en température est importante pour la phase anaérobie qui va succéder à l'aérobie car, au cours de l'anaérobie, la production de chaleur est très limitée (Aguilar-Juarez, 2000). C'est pour cette raison que dans les digesteurs anaérobies une régulation de la température est réalisée par un chauffage du système afin de

bien maintenir le processus de biodégradation anaérobie. La température affecte également les réactions physico-chimiques telles que la dissolution des composés solides, notamment la solubilité des composés organiques et inorganiques présents dans la fraction solide des déchets, mais aussi les équilibres acides/bases et liquides/gaz (dissolution du CO₂ produit au cours du processus dans la fraction liquide générée). Elle influence aussi les réactions biochimiques en modifiant les réactions enzymatiques (Sanders, et al., 2003). Lors de l'élimination des déchets biodégradables par compostage le suivi de la température est très important et est utilisé comme indicateur d'état de stabilité ou de maturité du gisement en évolution.

IV.3.2. Composition chimique

La composition chimique moléculaire et élémentaire des déchets est très déterminante dans son processus de biodégradation. Si la structure des composés organiques est globalement un facteur important, les teneurs en éléments principaux tels que l'azote, le phosphore, le soufre, le chlore, le potassium, le calcium et le magnésium sont aussi déterminantes pour ce processus car de leur teneur dépendra la composition des nutriments pour les micro-organismes.

La teneur en ETM (le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, le chrome, le cobalt, le cadmium, le mercure...), est également un facteur important dans le processus de dégradation d'un déchet car de leur forme dépend leur mobilité, leur biodisponibilité voire leur action inhibitrice vis-à-vis l'activité de certains micro-organismes (Laborda et al., 2008).

La structure des molécules est souvent un facteur qui conditionne leur accessibilité aux micro-organismes et à leurs enzymes. Les composés à structure moins complexe tels que les sucres, les lipides et les protéines sont rapidement dégradés par les bactéries aérobies. Ainsi, leur prédominance dans la composition moléculaire des divers composés d'un gisement de déchets, est un atout pour le processus de dégradation biologique. Par contre, les composés présentant des structures complexes de type lignine ou ligno-cellulosique (cellulose et hémicelluloses) sont très difficilement biodégradables et leur prédominance dans un massif de déchets en évolution est un indicateur plausible d'un état de stabilité. La taille des composés moléculaires dans les différents compartiments du déchet est également un paramètre important dans les processus biochimiques. Certains composés de part leur taille, notamment les macromolécules, peuvent momentanément être non disponibles pour les micro-organismes. Ils doivent alors subir de multiples actions de réduction et de transformation par hydrolyse simple ou enzymatique avant d'être accessibles à certains micro-organismes. Ainsi

l'évolution du poids moléculaire apparent des composés organiques présents dans le lixiviat d'un déchet est un indicateur de sa phase de dégradation ou de sa stabilité. Les teneurs des éléments chimiques tels que le carbone, l'azote et le phosphore dans les déchets interviennent aussi considérablement dans leur processus de biodégradation. D'après Mata-Alvarez, (2002) ; Agdag et Sponza, (2007), ces éléments, bien qu'étant des nutriments potentiels du déchet en faveur des micro-organismes, ont des ratios optimaux $C/N/P = 100/7/1$, $MO/N/P = 1250/5/1$ et $C/N = 16$ qui conditionnent l'équilibre de l'activité biologique. La connaissance de ces ratios pour un gisement de déchet peut servir de guide pour le choix du mode d'élimination par compostage.

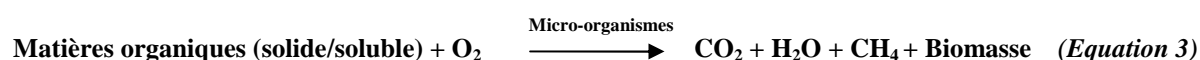
IV.3.3. Paramètres biologiques

Les familles de bactéries, leur nombre, leur multiplication et leur développement dans un massif de déchets sont des paramètres assez déterminants dans la biodégradation. En effet, le processus de biodégradation est assuré par une multitude de bactéries appartenant à deux grandes familles : les aérobies qui utilisent la matière organique en présence de l'oxygène et les anaérobies qui dégradent la matière en absence de l'oxygène. La diversité et la quantité initiales de ces deux familles dans un déchet vont influencer les durées des phases d'hydrolyse, d'acidogénèse et de méthanogénèse. En condition d'enfouissement, une présence importante de bactéries aérobies va rallonger la durée de l'hydrolyse et de l'acidogénèse et provoquer une baisse importante du pH qui par la suite va inhiber la méthanogénèse. Dans les CET, la durée des premières phases est fonction du mode de remplissage des alvéoles (Aguilar-Juarez, 2000). Le remplissage des alvéoles et le compactage doivent être suivis de sorte à limiter la durée des premières phases de dégradation pour permettre la mise en place ultérieure de la méthanogénèse (Barlaz et al., 1989b). Par contre, dans les centres d'élimination des déchets putrescibles par compostage, la confection des andains et le retournement sont faits pour assurer une bonne aération des tas et permettre aux bactéries aérobies de continuer le processus de dégradation. Que ce soit pour les CET, les décharges plus ou moins aménagées ou les dépotoirs sauvages d'ordures ménagères, l'entassement successif des déchets diminue l'aération. Dans ces conditions la méthanogénèse succède progressivement à l'acidogénèse même si initialement la densité des bactéries anaérobies est très réduite dans le déchet frais. En effet, quand le massif devient de plus en plus imperméable à l'air, les conditions anoxiques s'établissent et les conditions réductrices favorables au développement et aux métabolismes anaérobies se mettent progressivement en place et enclenchent la méthanogénèse (Wang et al., 1994).

De la nature des déchets, des conditions physico-chimiques, de la densité des colonies de bactéries (acidogènes, acétogènes, méthanogènes, sulfatoréductrices, dénitrifiantes) et des propriétés intrinsèques à la matière organique des déchets, il s'établit entre les bactéries précurseurs des différentes phases de dégradation une compétition dont les résultats sont soit une production importante de méthane, soit une décomposition type aérobie avec une forte production de dioxyde de carbone (Agdag et Sponza, 2007).

IV.4. Évaluation de la biodégradabilité et de la stabilité des déchets

D'une manière générale pour évaluer expérimentalement la biodégradabilité et la stabilité d'un matériau, le protocole le plus simple consiste à le mettre dans des conditions physico-chimiques et biologiques plus ou moins contrôlées et suivre dans le temps son comportement et les changements qu'il induit dans son milieu d'évolution, notamment : la consommation d'oxygène, la production de dioxyde de carbone, la production ou la consommation d'énergie et de nutriments, le développement des micro-organismes,... (Veeken et al., 2000a). Le suivi de cette dégradation peut se faire par des mesures des paramètres globaux sur une phase solide, liquide ou gazeuse résultant de l'activité biologique sur le matériau testé. En considérant que la dégradation de la matière biodégradable peut être globalement traduite par l'Équation 3, la plupart des procédés développés utilisent des paramètres comme les teneurs en MV, AGV, COT, COD et DCO des réactifs ou des produits finaux des substrats liquides ou solides résultants de la biodégradation.



D'autres procédés ont été développés sur la quantité, la composition et les pourcentages des réactifs ou produits gazeux de la décomposition de la matière biodégradable. Dans tous les cas, il s'avère indispensable de faire un prélèvement dans le milieu d'évolution du matériau pour suivre en temps réel le processus de dégradation ; ceci rend toujours assez délicats les différents protocoles établis pour la plupart des tests de biodégradabilité des matériaux et donc des écarts dans les mesures expérimentales qui ne facilitent pas les comparaisons. Angelidaki, (2002) a proposé des analyses sur les réactifs ou les produits finaux gazeux qui paraissent plus faciles à réaliser. La quantité de biogaz est déterminée par une méthode manométrique et sa composition (CO₂, CH₄, N₂...) par chromatographie en phase gazeuse (CPG), chromatographie en phase liquide haute pression (HPLC), couplage CPG-SM ou par micro-chromatographie.

L'évaluation de la biodégradabilité de la matrice déchet, est quant à elle encore plus compliquée à cause d'une part, de la complexité de cette matrice et d'autre part, de l'absence de tests normalisés. La plupart des tests de biodégradabilité faisant actuellement l'objet d'une normalisation sont ceux appliqués à certains produits chimiques comme les détergents et les lubrifiants (ADEME, 2005) et pour les eaux usées, naturelles et potables.

Les tests de biodégradabilité appliqués actuellement aux déchets sont initialement développés pour les composts et dont la plupart ne sont pas normalisés. Deux grands groupes de tests sont actuellement utilisés : les tests de biodégradabilité anaérobie et les tests aérobies.

Le test de biodégradabilité anaérobie consiste à mettre en contact un échantillon de déchet broyé avec un inoculum de bactéries anaérobies dans un réacteur de température contrôlée. Des nutriments en solution sont régulièrement injectés dans le réacteur pour assurer le développement des micro-organismes et l'humidité du milieu. La quantité et la composition du biogaz généré sont alors suivies jusqu'à stabilisation (un à deux mois). Ce sont donc des tests qui permettent d'évaluer la biodégradabilité ultime d'un déchet. Parmi ces tests, le test BMP (Biochemical Methane Potential) est le plus couramment utilisé et le plus cité dans la bibliographie (Bayard et al., 2010 ; Angélidaki et al., 2009 ; Gachet, 2005). A côté du test BMP, d'autres plus ou moins fréquents sont également utilisés pour évaluer la biodégradation ultime, notamment : les tests d'incubation en 90 jours noté GS₉₀ (Binner et Zach, 1999), 100 jours noté BM₁₀₀ (Ponsà et al., 2008) et les tests de fermentation en 21 jours noté GB₂₁ (Cossu et Raga, 2008) et 28 jours noté GB₂₈ (Wangland et al., 2009).

Les tests aérobies sont développés pour déterminer l'activité respiratoire ou l'index de respiration des micro-organismes dans un déchet en condition dynamique ou statique. Ils sont basés sur la mesure de la consommation d'O₂ ou de la production de CO₂ à l'aide d'un montage ou d'appareil spécifique. Le suivi de l'oxygène est souvent favorisé car il est directement responsable de l'oxydation de la matière organique par l'intermédiaire des micro-organismes même si le suivi de CO₂ est moins coûteux et moins sophistiqué (Gomez et al., 2005 ; Adani et al., 2001). En condition dynamique, l'échantillon est aéré en continu afin de réduire les problèmes liés aux limites de diffusion de l'oxygène (Gomez et al., 2006) alors qu'en condition statique l'échantillon n'est pas aéré et l'oxygène devient un facteur limitant pour l'activité des micro-organismes, ce qui est donc un inconvénient majeur. Dans les deux cas, une forte consommation d'O₂ et une production importante de CO₂ sur une durée très courte est indicateur d'un déchet jeune/frais très biodégradable alors qu'une consommation très lente d'oxygène est indicateur d'un déchet âgé en phase de stabilisation. Parmi les tests aérobies, le plus utilisé actuellement est l'AT₄ qui mesure l'activité respiratoire sur quatre

jours. Les autres tests moins fréquemment utilisés mais souvent cités dans la bibliographie sont : l'AT₇ qui mesure l'activité respiratoire sur 7 jours (Binner et Zach, 1999) ; le test SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate) qui mesure le taux de consommation d'oxygène sur cinq ou 6 heures (Scaglia et al., 2007) ; les tests DRI (Dynamic Respiration Index), SRI (Static Respiration Index) et RI_T (Respiration Index) qui évaluent l'indice de biodégradation des déchets (Adani et al., 2004 ; Bertanza et al., 2001 ; Gomez et al., 2005).

Le test BMP et l'AT₄ présentent des limites. Ils informent sur le potentiel biogaz du déchet mais sans considérer la phase liquide. De plus, le test BMP est réalisé dans des conditions définies et optimisées pour permettre au déchet de produire un maximum de biogaz (méthane). Ces conditions sont souvent loin de ce qui se passe dans la réalité et la réponse n'est pas directement corrélable à l'évolution du déchet en conditions réelles. L'AT₄ est quant à lui limité à une mesure sur 4 jours sans obligatoirement y associer une connaissance de la phase liquide. Il est donc intéressant de coupler la connaissance d'un potentiel à générer un biogaz à une composition de la solution par des tests de lixiviation améliorés.

IV.5. Tests de lixiviation et potentiel de relargage des déchets

L'ensemble des composés organiques, inorganiques et des espèces microbiologiques qu'une matrice solide peut mobiliser vers une solution, représente son potentiel de relargage. Plusieurs tests ont été développés dans les laboratoires pour évaluer en partie ou en totalité cette charge polluante, notamment les tests de lixiviation qui sont utilisés à la fois pour évaluer la charge en matières organique et minérale mobilisables mais aussi accéder aux espèces microbiologiques pathogènes susceptibles de contaminer les eaux souterraines, de surface et les sols. Dans le cas de la matrice déchet, le potentiel de relargage est équivalent à la charge polluante susceptible d'être relarguée dans les mêmes conditions

La lixiviation d'un déchet correspond à une extraction Liquide/Solide d'un déchet solide par une solution aqueuse. En France, la lixiviation des déchets est régie par la norme EN12457/1-4, constituée de 4 modes opératoires. Les analyses réalisées sur le jus recueilli et/ou sur le solide résiduel permettent d'accéder à des informations sur les capacités du déchet à mobiliser une pollution vers le milieu extérieur. La lixiviation est en général tributaire : - de la disponibilité des composés à l'interface eau-déchet, qui peut déterminer leur mobilisation totale ou partielle, - de l'extractibilité des composés liée à propriétés intrinsèques qui favorisera ou non la migration de la phase solide vers la phase aqueuse, - et de la mobilité

entre les deux phases, déterminée par les conditions opératoires. Les différents tests appliqués diffèrent selon les modes opératoires et les objectifs visés.

IV.5.1. Différents types de test

Les tests de lixiviation appliqués en laboratoire pour évaluer le potentiel de relargage des matrices solides (déchets, sols et sédiments) et qui sont supposés reproduire les phénomènes se produisant en conditions réelles (sur sites et milieux naturels) sont de quatre types différents (Kosson et al., 2002). Les caractéristiques et les objectifs de ces tests sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Caractéristiques et objectifs des différents types de test de lixiviation

Type de test	Caractéristiques	Objectifs
Tests à l'équilibre	- Système agité - Particules en suspension	Solubilisation importante des particules
Tests dynamique	- Matériaux en suspension - Extractions successives	Mobilisation maximale des particules extractibles
Tests statique	- Extraction sur un massif granulaire compacté	Transferts de particules par diffusion et mouvement Brownien
Tests en Colonne	- Extraction sur un massif de déchet - Percolation du lixiviat	Mobilisation des particules par transferts convectifs et dispersifs

Le choix du test de lixiviation à appliquer dépend des objectifs visés et des informations recherchées. Ainsi, les tests de lixiviation par extraction ou tests en Batch, de part leur facilité de mise œuvre, des durées assez courtes, des facilités à répéter les essais et leur adaptabilité aux types de polluants recherchés, ont été mis en avant par plusieurs auteurs (Lewin, 1996 ; Heasman, 1997, Parodi et al., 2009). Les caractéristiques générales de ces tests sont présentées dans le tableau 13.

La quantité de composés extraits dépend du temps de contact entre le déchet et le liquide or la norme française (EN12457/1-4) fixe ce temps à 24 heures pour les déchets ménagers. Ce temps est très court pour permettre l'extraction d'une quantité assez représentative des composés initialement présents dans les déchets (Kalbe et al., 2008). En effet un temps de contact de 24 heures ne permet pas l'établissement d'un équilibre chimique et ne permet pas de bien appréhender la cinétique de la réaction. Le temps de contact, s'il est court, ne permettra d'évaluer que les échanges chimiques entre liquide et solide ; alors que s'il dépasse

48 h la mise en place d'un processus biologique viendra s'ajouter à la simple solubilisation des espèces.

Tableau 13: Caractéristiques générales des tests en Batch appliqués à des déchets ménagers

Paramètres	Caractéristiques	Objectifs	Références
Durée	Courte (2 minutes à 48 heures)	Accéder rapidement aux informations	ADEME, 1999c
Rapport Solide/Liquide	- 1/1 - 1/8 - 1/10	Extraire le maximum des composés mobilisables	Lagier, (2000) Kylefors et al., (2003) ; Parodi et al., (2010)
Conditionnement des déchets	Triés, séchés, broyés, tamisés	Augmenter la surface d'échange pour optimiser le flux de matière à l'interface liquide/solide	Flyhammar et Hakansson (1999) ; Parodi et al., (2010)
Nature du liquide	Eau (ultrapure ou déminéralisée), solution acide tamponnée, solution organique, lixiviat	Types de composés (polluants) recherchés	François, (2006) ; Parodi et al., (2009)
Agitation	Variable (30 à 250 rpm)	Faciliter la circulation et l'homogénéité du liquide. Disperser les composés solubilisés et les microorganismes	Kruempelbeck et Ehrig (1999) ; Lagier (2000) ; François (2006)
Température	Ambiante (autour de 20°C)	Favoriser l'activité biologique. Faciliter les échanges liquide/solide	Belevi et Baccini (1989) ; François (2004)

Le rapport Liquide/Solide est un paramètre qui influence la quantité de charge polluante extraite au cours du test. Un rapport L/S faible peut provoquer un phénomène de saturation et constituer un facteur limitant pour l'extraction des composés. Toutefois, un rapport L/S faible est utilisé pour concentrer certains composés en très faible quantité dans le déchet. Le rapport 1/10 le plus fréquemment utilisé permet d'extraire le maximum de composés mobilisables dans le déchet sans aboutir à une saturation trop rapide de la solution et éventuellement à une précipitation des espèces peu solubles.

La nature du liquide d'extraction est également un paramètre clé dans le test de lixiviation des déchets. En effet, d'après François et al., (2006), la nature et la quantité des composés relargables par un déchet sont étroitement liées à la composition du liquide. L'eau

déminéralisée ou ultrapure est la plus utilisée. Elle permet d'extraire la majorité des composés hydrosolubles du déchet et les analyses physico-chimiques des jus du test sont par la suite plus simples à réaliser que si l'on utilisait des solutions acides tamponnées ou des solvants organiques.

Si, les tests en Batch permettent d'accéder rapidement aux informations recherchées sur le déchet, elles ne reflètent pas toujours les conditions réelles des centres de stockage où de dépotoirs sauvages (Lewin, 1996). Les tests en colonne par contre sont plus représentatifs des phénomènes de percolation et de relargage de polluants des déchets car les conditions de mise en œuvre sont plus proches des celles qui se produisent réellement dans un massif de déchet en évolution (Mahmoudkhani *et al.*, 2008). Les tests en colonne sont plus difficiles à mettre en œuvre et plus coûteux que les tests en Batch, de plus ils ne permettent pas d'accéder rapidement à l'information souhaitée. C'est pour ces raisons que plusieurs auteurs comme Hage et Mulder, (2004) considèrent que les tests en Batch sont une bonne alternative pour accéder aux informations recherchés sur un gisement de déchet. Dans un test en Batch, il peut être envisagé de coupler une mesure de biogaz (telle que réalisée sur un BMP ou un AT₄) alors que ce couplage n'est plus possible en colonne.

IV.5.2. Évaluation de la charge organique relarguée

La matière organique relarguée dans le jus du test de lixiviation regroupe un vaste ensemble de composés organiques des plus simples aux plus complexes. Dans la littérature les paramètres les plus cités pour une évaluation globale de la matière organique sont : la DCO, le COT, le COD, la DBO₅, l'absorbance UV à 254 nm, le pH, le TA, le TAC, les teneurs en AGV, NTK, et en azote organique. Il n'existe pas une méthode analytique unique pour la définir. Selon les informations recherchées et selon les auteurs plusieurs techniques sont appliquées. Le tableau 14 dresse la liste de quelques techniques et paramètres avec les objectifs visés.

L'analyse croisée des valeurs des paramètres physico-chimiques caractéristiques du jus recueilli au cours du test avec celles du déchet solide et celles des lixiviats obtenus sur les sites de stockage et d'élimination renseignent sur la qualité de la charge polluante mobilisée dans le déchet testé. Le bilan de la quantité de matière organique relarguée peut se faire en rapportant les quantités retrouvées dans le lixiviat par rapport à la quantité présente dans le déchet initial. Ainsi les ratios COD/MS, COD/MO, AGV/MS, AGV/MO, AGV/COD, AH*/MO et AF*/MO, permettent de faire un bilan global de la quantité et de la qualité de la matière organique relarguée.

Des valeurs élevées pour les ratios COD/MS et COD/MO signifient que la matière organique du déchet est fortement mobilisable et assez hydrosoluble. Un ratio AGV/MO fort révèle la présence d'une proportion élevée de composés organiques biodégradables dans la fraction de la matière organique mobilisée et un ratio AGV/COD élevé signifie que cette matière est facilement assimilable et devrait favoriser une reprise de l'activité biologique accompagnée d'une production importante de CO₂ et d'une consommation élevée d'O₂ (Segbeaya et al., 2012). A l'inverse, si les ratios AH*/MO et AF*/MO sont élevés, alors la part de la matière organique stable et peu biodégradable est importante dans la fraction de la matière organique mobilisée.

Le pH d'un lixiviat est la résultante d'un équilibre entre plusieurs composés. Sa valeur indique plus la phase de dégradation des déchets que la quantité de composés organiques à fonction acide extraite du déchet. Toutefois, lorsqu'il est corrélé avec la teneur en AGV, le pH permet d'évaluer la part de la matière organique relarguée en termes de quantité de carbone liée aux AGV et aux acides carboxyliques à chaîne carbonée courte. En effet, une forte teneur en AGV et un pH acide (< 6) montrent un relargage important de matière organique de poids moléculaire faible présentant des fonctions acides carboxyliques. Il est aussi synonyme d'un gisement de déchets jeunes à l'état frais dont l'évolution ultérieure peut mobiliser une forte pollution organique.

Pour un bilan beaucoup plus complet sur la charge organique relarguée une étude plus approfondie des composés organiques s'avère nécessaire. De nombreux auteurs (François, 2004 ; Labanowski et al., 2004, Rodriguez et al., 2007 ; Arickx et al., 2007 ; Berthe et al., 2008 ; Parodi et al., 2010), ont utilisé l'évolution du caractère hydrophobe des molécules organiques au cours de la dégradation des déchets pour mieux évaluer l'état de dégradation des gisements et la qualité de la charge organique relarguée dans le lixiviat des centres de stockage. En complément au caractère hydrophobe certains auteurs proposent une séparation de la matière organique selon le poids moléculaire apparent (Lagier, 2000 ; Ceballero, 2001 ; Labanowski et al, 2004 ; Berthe et al., 2008).

Tableau 14 : Paramètres utilisés pour l'évaluation de la charge organique dans le lixiviat des déchets ménagers

Paramètres/Techniques	Objectifs	Références
COD et COT	Quantifier la MO relarguée	Rendek et al., 2007 ; Labanowski et al., 2004 ; Berthe et al., 2008
DCO	Estimer dans la MO mobilisée la part oxydable	Bhattacharyya et al., 2008, Parodi et al., 2008
DBO ₅ ou DBO _U	Evaluer dans la MO relarguée la part biodégradable	Agdag et Sponza, 2007, Berthe et al., 2008 ; Parodi et al., 2010
Absorbance UV	Déterminer la présence de composés organiques aromatiques	Boléa et al., 2006 ; Feuillade et al 2009
TA et TAC	Evaluer le Carbone Inorganique lessivé	Bilgili <i>et al.</i> , 2009 ; Parodi et al., 2010
pH	Identifier les différentes phases de l'activité biologique	Norme NF T 90 008 ;
AGV	Mettre en évidence la présence de composés organiques à faible chaîne carbonée	Berthe et al., 2008 ; Bhattacharyya et al., 2008 ; Parodi et al., 2010
Spectroscopie UV- visible (200-800nm)	Quantifier les composés organiques relargués.	Wei <i>et al.</i> , 2007
Teneur en cellulose et lignine	Suivre l'évolution de la part papiers – cartons	Svensson <i>et al.</i> , 2007
Titration potentiométrique	Caractériser les constantes d'acidité et les sites de complexation de la MO relarguée	Zhou <i>et al.</i> , 2005 ; Lo et Liao, 2007
Electrophorèse Capillaire (EC)	Caractériser les substances humiques dans la MO mobilisée	Parlanti <i>et al.</i> , 2002
Fractionnement selon le caractère hydrophobe	Quantifier et identifier les AH*, les AF* et le carbone organique hydrophile dans les composés organiques hydrosolubles relargués	Labanowski et al., 2004 ; Berthe et al., 2008 ; Parodi et al., 2010
Ultrafiltration (UF)	Fractionner les composés organiques selon leur poids moléculaire apparent	Lagier et al., 2000 ; Labanowski et al., 2004 ; Bolea <i>et al.</i> , 2006 ; Berthe et al., 2008

IV.5.2.1. Fractionnement de la matière organique en fonction du caractère hydrophobe

L'objectif principal de ce fractionnement est de réaliser un regroupement des molécules organiques ayant des propriétés physico-chimiques homogènes sans modifier leurs structures et leurs propriétés. Les protocoles employés reposent sur l'utilisation de résines non ioniques de type DAX et XAD. L'utilisation en association ou non de ces deux types de résine permet

d'extraire, de séparer et de concentrer les différentes fractions de la matière organique. Malcolm et McCarthy, (1992) ont proposé une association en série des résines XAD-8 et XAD-4 pour séparer la matière organique des milieux naturels en trois fractions distinctes. Labanowski et Feuillade., (2009), ont par la suite montré l'efficacité de ces deux résines pour la matière organique du lixiviat des déchets. Ainsi selon leur affinité avec les résines DAX-8 et XAD-4, la matière organique des lixiviats est séparée en :

- Substances de type hydrophobe (HPO*), constituées essentiellement de substances de type fulvique et qui sont adsorbées à pH acide sur la résine DAX-8,
- Substances de type transphilique (TPH*), constituées de molécules ayant une polarité intermédiaire entre les molécules hydrophobes et les molécules hydrophiles. Elles sont adsorbées par la résine XAD-4,
- Substances de type hydrophile (HPI*), qui sont non adsorbées par ces deux résines.

La connaissance des pourcentages en masse de carbone correspondant à ces trois fractions et à la fraction associée aux acides de type humique (AH*) appartenant aux substances de type humique (SH*), permet d'une part de prévoir le devenir de la matière organique du déchet à court et à long terme et d'autre part d'évaluer la stabilité du déchet et les risques potentiels de remobilisation de polluants qui y sont piégés (Berthe et al., 2008). Ainsi, pour un lixiviat issu d'un centre de stockage ou d'un test de lixiviation d'un déchet :

♦ Lorsque les HPI* représentent plus de 50% de la masse de carbone associé aux substances organiques alors les déchets sont dans une phase de dégradation très peu avancée équivalente aux deux premières phases de dégradation (hydrolyse et acidogénèse). Pour un tel lixiviat le pourcentage en AH* est très faible (< 10%) et le rapport AH*/AF* est élevé (entre 0,1 et 0,5). En effet, les HPI* correspondent à des substances à structure moins complexe de type non humique et à des composés simples tels que les Acides Gras Volatils (AGV), les amines volatiles, les alcools..., hydrosolubles et donc facilement mobilisables dans les deux premières phases de dégradation. Il a été démontré que les AGV à eux seuls représenteraient plus de 90% du COD d'un lixiviat issu des premières phases de dégradation des ordures ménagères à l'état frais (Wang et al., 2009 ; Parodi et al., 2010). Un tel lixiviat est également caractérisé par un indice SUVA faible (< 10 L/cm/gC) qui témoigne de la faible aromaticité des composés majoritaires, notamment les HPI*. Il a été également démontré qu'un tel lixiviat présente aussi des DCO très élevés à cause de la forte réactivité des composés simples à l'oxydation chimique (Berthe et al., 2008). Les processus chimiques (de dissolution, d'hydratation, d'ionisation...,) des composés sont plus importants dans la matrice en

évolution que les processus biologiques même si les DBO_5 mesurées sur le lixiviat sont très élevées car les composés simples et hydrophiles sont très biodégradables.

Il apparaît donc que lorsque le jus issu d'un test de lixiviation contient un fort pourcentage de HPI^* ($> 50\%$) et un faible pourcentage de AH^* ($< 10\%$), le déchet testé est dans les premières phases de dégradation. Les déchets correspondant à ce type de lixiviat sont assez biodégradables et évolueront donc rapidement par la suite en condition aérobie ou anaérobie. Les risques d'une remobilisation des polluants présents dans ces déchets sont également élevés.

♦ Si, les HPI^* représentent moins de 50 % en masse du carbone présent et que celui des TPH^* est supérieur à celle de HPO^* , alors le gisement de déchet est dans une phase de dégradation plus avancée correspondant à un début de méthanogénèse. Le rapport AH^*/HPO^* est plus élevé ($> 0,5$) pour un tel lixiviat à cause d'un début du processus d'humification qui se traduit par une transformation progressive des HPI^* en TPH^* et des HPO^* en AH^* . Ainsi l'apparition de composés de plus en plus aromatiques et hydrophobes au début de la méthanogénèse se traduit par des valeurs d'indice SUVA plus élevées (entre 10 et 30 L/cm/gC). Les valeurs de la DCO et de la DBO_5 sont moins élevées que celles des phases d'hydrolyse et d'acidogénèse car les HPI^* encore présents dans le lixiviat à cette phase sont moins oxydables et moins biodégradables et les AGV ont été pratiquement consommés dans les premières phases.

Ainsi, lorsque le fractionnement du jus issu d'un test de lixiviation révèle un pourcentage en HPI^* inférieur à 50% avec une légère prédominance des TPH^* sur les HPO^* , alors le gisement de déchets est en phase de dégradation méthanogène et présente un flux de production de biogaz assez important. Un tel gisement évoluera donc lentement par la suite en condition anaérobie avec une production importante de méthane qui peut contribuer au flux de pollution émise s'il n'est pas récupéré.

♦ Enfin, si les HPI^* représentent moins de 20% en masse de carbone du lixiviat et les AH^* plus de 30% avec un pourcentage en HPO^* supérieur à celui des TPH^* alors, le déchet correspondant est en phase de stabilisation. Les substances organiques encore présentes dans la phase solide sont plus stables et le pourcentage de SH^* (notamment celui des AH^*) continuent d'augmenter. Ainsi, le rapport AH^*/HPO^* et l'indice SUVA prennent des valeurs plus élevées signifiant la prédominance des composés complexes dans un stade avancé de transformation. La DCO et la DBO_5 du lixiviat sont très faibles par rapport à celles des phases précédentes (acidogénèse et méthanogénèse) car les substances à ce stade d'évolution du

gisement sont très réfractaires à l'oxydation chimique et à la biodégradation. Les AGV sont pratiquement inexistantes dans le lixiviat émis pour un tel gisement de déchet.

En conclusion, un déchet en phase de stabilisation produit un lixiviat comportant une proportion plus importante de HPO* que de HPI* et TPH* avec un indice SUVA très élevé. Un tel gisement présente moins de risque de remobilisation d'une pollution organique.

IV.5.2.1. Fractionnement de la matière organique en fonction du Poids Moléculaire Apparent (PMA)

Plusieurs techniques permettent de séparer la matière organique selon des gammes de taille. Parmi ces techniques, on peut citer le Fractionnement par couplage Flux-Force (FFF), la Chromatographie d'Exclusion Stérique (SEC), la dispersion des rayons X aux petits angles (SAXS), mais l'Ultrafiltration (UF) reste la plus citée dans la bibliographie et la plus courante. En effet, la séparation des substances organiques par UF est basée sur le passage des composés à travers les pores d'une membrane sous l'effet d'une pression constante et donc ne modifie pas la structure ni les propriétés chimiques des composés (Kilduff et Weber, 1992 ; Bolea et al., 2006). Elle reste donc très intéressante par rapport aux autres méthodes et les résultats obtenus sont souvent en accord avec ceux du fractionnement selon le caractère hydrophobe des composés.

L'Ultrafiltration peut se faire en mode diafiltration ou en mode de concentration ou Ultrafiltration directe. Si le mode diafiltration permet d'éviter les problèmes de polarisation par concentration sur la membrane qui peut empêcher le passage de certaines molécules (Lagier, 2000), Logan et Jiang ont montré que pour des concentrations inférieures à 100 mgC/L ce phénomène de polarisation par concentration devient négligeable. L'Ultrafiltration directe peut être appliquée aux solutions de lixiviat diluées.

La distribution de la taille des molécules dans le lixiviat issu d'un centre de stockage ou d'un test de lixiviation est souvent corrélable avec leur répartition selon le caractère hydrophobe. Labanowski, (2004) a montré que les HPI* sont composés, essentiellement de substances de PMA faible (< 3kDa), et que les AH* sont des composés de haut poids moléculaire tandis que les TPH* seraient de taille intermédiaire entre les fractions HPO* et HPI*. Plusieurs auteurs ont montré que la proportion de substances de haut PMA, augmente avec l'âge du lixiviat. Cette évolution croissante des substances de haut PMA est en corrélation avec l'augmentation de la fraction AH* et le vieillissement du lixiviat (Frimmel et Weis, 1991 ; Kang *et al.*, 2002). Lagier (2000) a montré que les AH* et AF* sont distribués suivant une gamme de PMA plus ou moins étendue.

Quelques divergences existent sur les gammes exactes de PMA relatives aux différentes fractions AH*, HPI*, TPH*, et HPO*. Mais globalement les auteurs s'accordent à reconnaître une répartition de taille corrélée au caractère hydrophobe des molécules.

IV.5.3. Évaluation de la pollution azotée

L'azote relargué au cours du test est en général sous forme d'ions nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) et ammonium (NH_4^+) mais une part non moins importante est liée à la matière organique du déchet et correspond à l'azote organique. L'identification des composés organiques azotés du lixiviat est donc aussi difficile que celle des composés organiques simples comme nous l'avons signalé dans les paragraphes précédents. La pollution azotée est souvent évaluée par une mesure de l'azote total (N_T) et de l'azote Kejdhal (NTK), associée à la mesure des teneurs en ions nitrate, nitrite et ammonium. D'après Pohland et al., (1983), la quantité maximale d'azote relargué a lieu dans les deux premières phases de dégradation (hydrolyse et acidogénèse) et les quantités relarguées selon la nature des déchets et des conditions de stockage des ordures ménagères varieraient respectivement entre 180 à 1900 mgN/L et entre 7 à 500 mgN/L. Un bilan de pollution azotée mobilisée au cours d'un test de lixiviation peut se faire par l'évaluation des ratios N_T/MS , N_{Org}/MO et NTK/MS . Des ratios N_T/MS et NTK/MS élevés signifient que le déchet contient une proportion importante de composés azotés hydrosolubles et facilement mobilisables alors qu'un ratio N_{Org}/MO élevé signifie qu'une part importante de l'azote total mobilisé est d'origine organique.

IV.5.4. Évaluation des métaux relargués

Les métaux relargués dans le jus du test de lixiviation sont, selon leur nature et leurs propriétés, sous forme de complexes inorganique ou organique. Il a été montré que les éléments métalliques les plus rencontrés dans les ordures ménagère tels que le plomb, le cuivre et le cadmium sont principalement complexés à la matière organique du lixiviat alors que le zinc et le nickel sont sous forme de complexes inorganiques (Legret et al., 1987). La mobilité des métaux de la phase solide du déchet vers le lixiviat est conditionnée d'une part par les conditions générales du milieu d'évolution du déchet et d'autre part par plusieurs processus dont certains comme la complexation, l'acidification, la désorption, l'oxydation..., qui tendent à augmenter cette mobilité alors que d'autres comme l'adsorption, la précipitation..., tendent à l'abaisser (Mårtensson et al., 1999). Cette mobilisation a principalement lieu dans les deux premières phases de dégradation du déchet. La durée de ces deux premières étant très courte, la part la plus importante des métaux reste encore piégée

dans le résidu solide à la fin du processus de dégradation biologique et les teneurs en métaux des lixiviats obtenus après plusieurs années d'enfouissement des déchets, ne sont que de l'ordre de microgrammes. Le tableau 15 présente les teneurs obtenues sur une durée d'enfouissement comprise entre 0 et 10 ans (Kulikowska et Klimiuk, 2008).

Tableau 15: Teneurs moyennes en éléments métalliques dans les lixiviats sur une durée d'enfouissement comprise entre 0 et 10 ans (Kulikowska et Klimiuk, 2008)

Métal	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc	Chrome	Cadmium	Mercuré
Teneur (µg/L)	10 à 90	0 à 70	0 à 1840	220 à 440	50 à 80	22 à 130	0 à 17

Les DMA supposés stabilisés conservent une part importante de leur charge initiale en composés métalliques essentiellement complexés sous forme de sulfure et à la matière organique difficilement ou non biodégradable. François et al., (2006) ont montré que plus de 97% des métaux restaient piégés au sein du massif de déchets après 30 ans d'enfouissement. La valorisation de cette matière stabilisée doit donc se faire en tenant compte des conditions et des facteurs qui peuvent induire une remobilisation ultérieure des métaux piégés dans cette matrice organique.

Les faibles concentrations des métaux dans les jus des tests de lixiviation font souvent appel à des méthodes présentant des seuils de détection assez bas pour leurs mesures. Dans la littérature, la spectrophotométrie d'absorption atomique four est la plus citée, après minéralisation des échantillons à l'eau régale selon la norme AFNOR NF ISO 11 460 (Belyaeva et al., 2009). Le bilan des quantités relarguées se détermine en comparant la concentration en métaux mobilisés par rapport à la masse de l'échantillon utilisé pour le test.

DEUXIÈME PARTIE – MATÉRIELS ET MÉTHODES

I. Démarche expérimentale adoptée

Afin de répondre aux objectifs des travaux réalisés au cours de la thèse, la démarche expérimentale schématisée sur la figure 4 a été adoptée. Elle vise à trouver des indicateurs simples qui reflètent l'état de pollution de la rivière Kara et de lier ces indicateurs à la gestion des déchets ménagers et assimilés de la ville de Kara.

La stratégie développée est basée sur la recherche de données sur l'ensemble des matrices concernées (gisements de déchets, eaux et sédiments de la rivière). Cependant, les apports liés aux eaux usées n'ont pas été pris en considération dans cette étude. Les résultats et conclusions présentés seront discutés sans faire apparaître l'impact de ces eaux usées sur la qualité de la rivière. Des techniques analytiques similaires sont appliquées aux différentes matrices dans le souci de comparaison des données et d'analyse des interactions. La matière organique a été particulièrement suivie et les données obtenues sont utilisées comme indicateurs de l'évolution de la qualité des matrices.

II. Caractérisation des DMA de la ville de Kara

Dans le cadre de cette thèse les déchets étudiés sont les déchets ménagers et assimilés frais de la ville de Kara. Les gisements retenus pour cette étude sont constitués au cours de deux campagnes de caractérisation réalisées respectivement en mars 2010 période de saison sèche (gisement noté G1) et en juin 2010 période de saison humide (gisement noté G2).

II.1. Constitution des gisements étudiés

Le premier noté G1, est constitué de déchets ménagers frais sortant directement des ménages des quartiers à la périphérie de la ville. Le second gisement noté G2, est constitué de déchets frais, provenant essentiellement de déchets d'activités (commerce, restauration et service) et de ménages, collectés dans le centre urbain et rentrant à la décharge. Ces deux gisements ont été choisis en fonction de leurs origines très différentes et des modes de gestion qui ne sont dans tous les cas identiques. L'objectif est d'évaluer :

- l'impact de l'origine et du mode de gestion appliqué (entassement à l'air libre sur les dépotoirs intermédiaires et sauvages, déversement direct dans les caniveaux, les ruisseaux et la rivière) sur leur prédisposition à la biodégradabilité ;
- leur capacité à mobiliser une pollution vers le milieu récepteur.

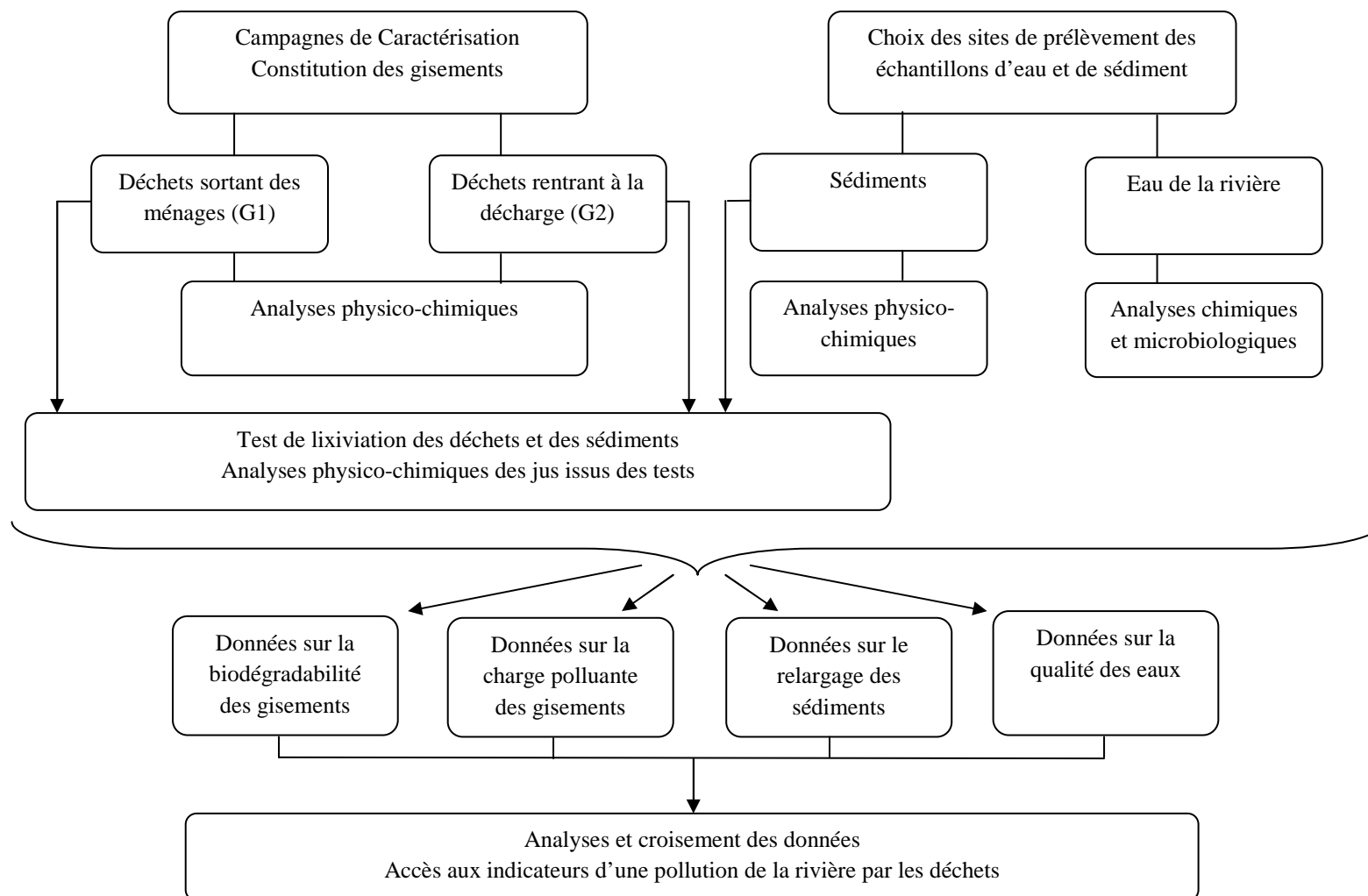


Figure 4 : Démarche expérimentale adoptée

II.1.1. Déchets frais sortant des ménages

Le gisement G1 est reconstitué à partir de déchets prélevés dans sept quartiers : Agamadè, Batascom, Adabawéré, Tchanadè, Kara-Sud, Agnarim et Tchitchinda situés à la périphérie de la ville (Figure 5) et correspondant aux déchets de soixante dix ménages. Le nombre de ménages retenus par quartier est proportionnel à la densité de sa population. Le choix des ménages est aléatoire et seuls les ménages ayant accepté de participer librement à l'étude sont définitivement retenus.



Figure 5 : Situation géographique des quartiers retenus pour la constitution du gisement G1

La masse de déchets à collecter par quartier est déterminée par l'application de la loi de Bernoulli et du test de Student afin de minimiser les écarts et d'assurer une taille d'échantillon représentative. La connaissance de cette masse a permis d'estimer le nombre de jours de collecte à effectuer dans chaque quartier. Le tableau 16 présente sur la base de 500 kg recommandés par l'ADEME (MODECOM, 1993) les quantités minimales de déchets à collecter dans chaque quartier et les quantités collectées par quartier au cours de la campagne.

Tableau 16 : Quantité de déchets collectés en quatre jours dans les sept quartiers retenus pour l'échantillonnage du gisement G1

Quartier	Habitants	Nombre de ménages retenus	Quantité minimale (kg)	Quantité collecté (kg)
Agamadè	3 360	6	43	37 ± 0,5
Batascom	6 260	12	86	92 ± 0,5
Adabawéré	4 590	8	57	43 ± 0,5
Tcahnadè	1 530	3	21	17 ± 0,5
Kara-Sud	6 420	12	86	81 ± 0,5
Agnarim	7 380	14	100	83 ± 0,5
Tchitchinda	8 380	15	107	88 ± 0,5
Total	37 900	70	500	441 ± 3,5

La quantité de déchets collectés dans chaque quartier sauf Batascom reste inférieure à la quantité minimale estimée. La masse de déchet produite par ménage est sous estimée de même que le nombre de jours de collecte. La différence de 60 kg par rapport à la masse de 500 kg attendue est liée à cette sous estimation.

II.1.2. Déchets frais rentrant à la décharge

Pour le gisement G2, en l'absence d'une méthode nationale, l'échantillonnage s'est fait suivant les recommandations de l'ADEME (MODECOM, 2009. Méthode française de Caractérisation des Déchets Ménagers). Une masse de 500 kg de ce gisement a donc été constituée. Les déchets sont directement récupérés des charrettes utilisées par les agents de pré-collecte au niveau des deux dépotoirs intermédiaires situés dans le centre ville.

II.2. Méthodes analytiques

Les méthodes analytiques utilisées pour la caractérisation physico-chimique de la phase solide des déchets sont celles en vigueur selon les normes AFNOR. Le tableau fait la synthèse des méthodes appliquées aux déchets.

Tableau 17 : Techniques analytiques utilisées pour la caractérisation de la phase solide des déchets

Paramètres / Méthodes analytiques	Unité	Matériel et / Méthode	Normes	Précision
Tri par taille	% masse humide	Table de tri (MODECOM, 2003)	-	± 0,5 kg
Tri par catégories	% masse humide	Table de tri (MODECOM, 2009)	XP X30 – 408	± 0,5 kg
Humidité initiale – Teneur en Masse Sèche	%	Séchage à 80°C	NF T90-105	± 2 %
Matière Organique – Matière Minérale	% MS	Combustion à 550°C	NF T90-029	± 2 %
Métaux (Cu, Ni, Zn, Pb)	g/kgMS	SAA à flamme	NF ISO 11 460	-

II.2.1. Tri par tailles

Il est effectué à l'aide d'une table de tri de 2 m de long sur 1m de large respectant les diamètres de maille 100 mm et 20 mm permettant de séparer les déchets en trois granulométries à savoir : les gros (>100 mm), les moyens (100 – 20 mm), les fins (< 20 mm) ; qui sont ensuite séparés en deux sous fractions : entre 10 et 20 mm les fins et inférieur à 10 mm, les extrafins (Aïna et al., 2006 ; Koledzi et al., 2011).

II.2.2. Tri par catégories

La séparation par catégories est réalisée sur les déchets gros et moyens. Le MODECOM, (2009) recommande selon la norme XP X30 – 408 un tri en 13 catégories mais dans cette étude 9 catégories sont considérées conduisant au regroupement de certaines catégories (Papiers + Cartons, Textiles + Textiles sanitaires, Composites + Spéciaux). Les 9 catégories considérées sont donc les putrescibles, les papiers et cartons, les textiles et textiles sanitaires, les plastiques, les verres, les métaux, les combustibles non classés (CNC), les incombustibles non classés (INC) et les déchets spéciaux (Koledzi et al., 2011).

Une notation spécifique est adoptée pour désigner les fractions retenues pour les analyses plus approfondies (Tableau 18).

Tableau 18: Notation adoptée pour désigner les fractions étudiées

Fraction	Notation adoptée
Putrescibles de G1	PuG1
Putrescibles de G2	PuG2
Fines de G1	FiG1
Fines de G2	FiG2
Extrafines de G1	ExG1
Extrafines de G2	ExG2

II.2.3. Humidité initiale – Teneur en masse sèche

L'humidité initiale est déterminée le plus rapidement possible pour limiter les pertes par évaporation. La mesure est faite selon la norme NF T90-105 qui préconise un séchage à 80°C pendant 24 heures et jusqu'à une masse constante. L'humidité initiale et la teneur en masse sèche (MS) sont calculées selon l'Équation 4 et l'Équation 5.

$$\text{Équation 4} \quad \text{Humidité initiale} = \frac{M_H - M_S}{M_H} \cdot 100 \quad (\text{en \%})$$

$$\text{Équation 5} \quad MS = \frac{M_S}{M_H} \cdot 100 \quad (\text{en \%})$$

M_H : masse de l'échantillon humide (g)

M_S : masse de l'échantillon sec (g).

II.2.4. Matière organique – Matière minérale

Les teneurs en Matière Organique (MO) et en Matière Minérale (MM) sont déterminées selon la norme NF T90-029. Après séchage à 105°C pendant 16 heures d'une prise d'essai de 5 à 10 g, les échantillons sont calcinés à 550°C pendant 2 heures, et les teneurs en (MO) et en (MM) sont calculées selon l'Équation 6 et l'Équation 7.

$$\text{Équation 6} \quad MO = \frac{M_{105^\circ\text{C}} - M_{550^\circ\text{C}}}{M} \quad (\text{en g/kgMS})$$

$$\text{Équation 7} \quad MM = \frac{M_{550^{\circ}\text{C}}}{M} \quad (\text{en g/kgMS})$$

$M_{105^{\circ}\text{C}}$: masse de déchet après séchage à 105°C (g)

$M_{550^{\circ}\text{C}}$: masse de déchet après calcination à 550°C (g)

M : masse de prise d'essai (kg).

La matière organique et la matière minérale sont déterminées sur les putrescibles (fraction la plus réactive) et sur les fines et les extrafines (fractions les plus importantes en quantité).

II.2.5. Teneur en éléments métalliques

Sur la phase solide des déchets, l'analyse des métaux est réalisée après minéralisation de $0,5 \pm 0,1$ g d'échantillon sec (broyé et tamisé à $500 \mu\text{m}$) avec 30 mL d'eau régale (2/3 de HCl à 37% et 1/3 de HNO_3 à 67%). Les échantillons sont chauffés à 100°C pendant une heure puis à 135°C jusqu'à évaporation de l'acide soit environ 3 heures. Le minéralisât obtenu est repris dans une fiole jaugée de 50 mL avec de l'eau distillée puis filtré sur des membranes en nylon de porosité $0,45 \mu\text{m}$. Les essais sont triplés dans le souci de minimiser les écarts observés au cours du dosage. Les concentrations en métaux sont mesurées par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique Flamme avec un Spectrophotomètre d'Absorption Atomique Flamme (SAA Flamme VARIAN SpectrAA).

Les analyses sont réalisées uniquement sur les fractions extrafines des gisements qui présentent une teneur en sable très élevée.

II.3. Application du test de lixiviation à l'étude de la biodégradation des gisements

Dans le souci de comprendre l'évolution des gisements dans les dépotoirs ou dans la nature un test de biodégradabilité a été appliqué sur les putrescibles (fraction très réactive) et sur les fines et extrafines (fractions plus importantes en quantité des deux gisements). Il n'existe aucune méthode standard pour évaluer la biodégradabilité des déchets. Dans cette étude un test de lixiviation couplé avec le suivi de la consommation d'oxygène et de la production de dioxyde de carbone a été appliqué pour évaluer la prédisposition des déchets à la biodégradation (Parodi et al., 2010).

II.3.1. Test de lixiviation appliqué

Le test de lixiviation utilisé est celui développé par Parodi et al. en 2010. Les essais sont réalisés sur des échantillons de déchets broyés à 20 mm avec un rapport masse du liquide / masse du déchet sec (L/S) fixé à 10. Il favorise des conditions de relargage optimales selon la norme 12457/1-4 et limite le phénomène de saturation. Une masse sèche de déchet de $100\text{g} \pm 0,01\text{g}$ est mise en contact avec $1\text{L} \pm 0,01\text{L}$ d'eau ultra-pure dans un flacon de 2L fermé hermétiquement et agité pendant cinq jours. Les flacons sont maintenus à la température ambiante. Les bouchons sont munis de septums pour faciliter toutes les 24h les prélèvements du gaz dans les flacons. Les essais sont menés en triplicat et après 24h et 120 h de contact, trois flacons sont sacrifiés pour réaliser les analyses physico-chimiques sur le lixiviat généré. La figure 6 schématise le protocole mis en place.

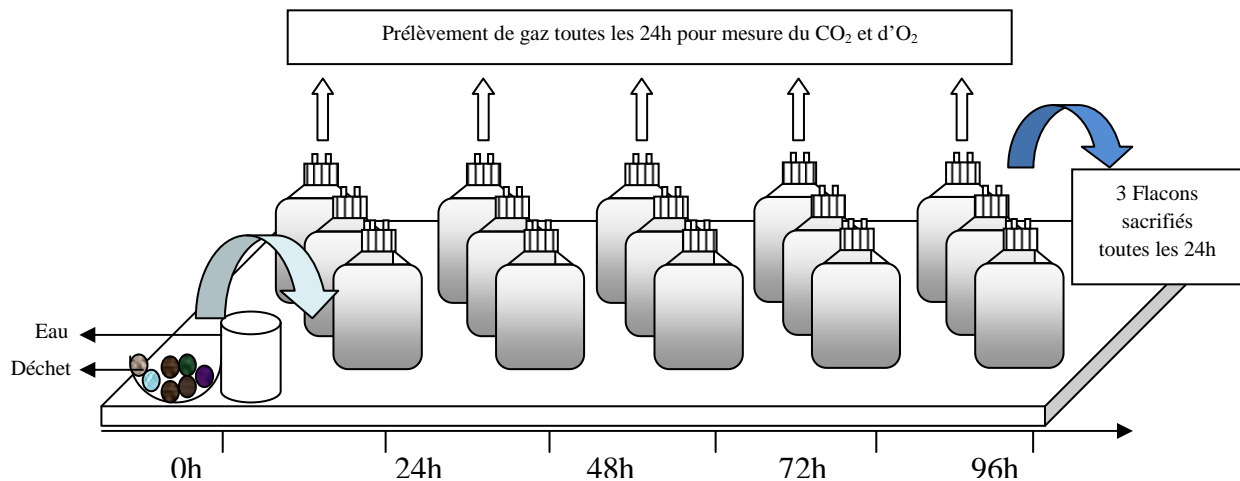


Figure 6 : Schéma descriptif du protocole du test de lixiviation appliquée

II.3.2. Mesure du CO₂ et O₂ dans le ciel gazeux des flacons au cours du test

Au cours du test de lixiviation la production de CO₂ et la consommation d'oxygène O₂ résultant de la reprise de l'activité biologique sont suivies par une mesure effectuée toutes les 24 heures. Le volume de gaz produit est mesuré par déplacement d'un volume d'eau dans une colonne graduée (précision $\pm 0,2$ mL). La composition du gaz est mesurée directement à l'aide d'un analyseur en ligne de type Innova Air Tech Instrument / 1313 Fermentation Monitor qui donne simultanément le pourcentage de CO₂, O₂ et CH₄ du ciel gazeux dans le flacon. Le gaz est séché avant d'être analysé. Cette méthode de mesure ne nécessite que de

petites quantités de gaz de l'échantillon, en fournissant des résultats très rapides (Précision ± 5 %). Le débit d'échantillonnage est de 130 mL/minute.

II.3.3. Récupération et conservation des jus issus des tests de lixiviation

Après 24 et 120 heures d'agitation, le jus du test de lixiviation est séparé de la phase solide par une première filtration grossière à l'aide d'un tamis de maille 1mm. Il est ensuite centrifugé à 8000G pendant 20 minutes à une température de 4°C. Les échantillons sont conservés à 4°C dans des flacons en polyéthylène et analysés le plus rapidement possible pour éviter une éventuelle évolution de leurs caractéristiques.

II.3.4. Analyses réalisées sur les jus des tests de lixiviation

L'étude de la prédisposition des gisements à la biodégradation est faite à travers les caractéristiques du jus issu des tests de lixiviation. En l'absence de paramètres de référence, seuls les paramètres jugés comme les plus pertinents sont pris en considération dans le cadre de cette étude. Ainsi, des mesures d'ordre général comme le pH, la conductivité, les teneurs en azote..., les paramètres globaux liés à la matière organique (AGV, Absorbance UV-254, DCO, COD...) et le fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe et selon le poids moléculaire apparent (PMA) sont pris en considération. Les divers paramètres sont mesurés selon les normes AFNOR en vigueur. Le tableau 19 présente l'ensemble des paramètres et les normes.

Tableau 19: Caractéristiques des méthodes et appareils utilisés pour les analyses physico-chimiques des jus de lixiviation

Paramètre	Unité	Seuil de coupure	Référence et /ou Normes	Méthode et/ ou Appareil	Précision et/ou limite de détection
pH	Unité pH	Brute Centrifugation	NF T90-008	pH-mètre : Eutech Instrument Modèle : CyberScan pH 510 Electrode : verre combiné Ag/AgCl	± 0,1 unité pH
Conductivité (χ)	ms/cm	Brute Centrifugation	NF EN 27888 T90-031	Marque : WTW Modèle : LF 538 Cellule de mesure : Tetracon 325	10 °C < T °C < +55 °C erreur max = 0,5%.
Ions (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻)	mg/L	0,2 µm	-	SEAL Analytical AQ2	0,015 – 50 mgN/L
Azote total (N _{tot})	gN/L	0,45 µm	-	Technique : Kit d'analyse rapide Marque : Dr Lange® LCK 338	0 – 20 mgN/L
Acides Gras Volatils (AGV)	gCH ₃ COOH/L	0,45 µm	-	Dosage potentiométrique	-
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	mgO ₂ /L	0,45 µm	T90-101 ISO-15705	Technique : Kit d'analyse rapide Marque : Dr Lange® LCK 914	150 – 1000mgO ₂ /L ± 6 mg O ₂ /L
Carbone Organique Dissous (COD)	mgC/L	0,45 µm	-	Marque : DOHRMANN Modèle : Phoenix 8000	0,1 - 20 mgC/L 0,2 mgC/L
Absorbance UV-254nm	-	0,45 µm	-	Technique : spectrophotomètre UV - visible Marque : Shimatzu UV 1700 PharmasPec double faisceau – cuve quartz 1cm	± 0,005 unité DO
Acide de type Humique (AH*)	%	0,45 µm	Thurman et Malcolm 1981	Précipitation à pH 2	± 3%
Fractionnement de la MO selon le caractère hydrophobe (HPO*, TPH*, HPI*)	%	0,45 µm	Berthe et al., 2008	Colonne : acier inox Volume échantillon : 156mL Volume résine : 5mL k' : 25. Débit : 50mL/h	± 3%
Fractionnement de la MO selon le Poids Moléculaire Apparent (PMA)	%	0,2 µm	Berthe et al., 2008	Technique : Ultrafiltration directe Membrane de type YM(Millipore) Seuils de coupure 3 et 30 kDa	± 5%

II.3.4.1. Charge en azote organique et azote minéral

Un bilan de l'évolution de l'azote au cours du test est réalisé par la mesure de l'azote total grâce à un Kit d'analyse rapide (LCK 338, 0 – 20 mgN/L) et de l'azote minérale par la mesure des formes NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- par la méthode développée SEAL Analytical AQ2 (0,015 – 50 mgN/L). Les teneurs en azote organique (N_{Org}) et en azote Kjeldhal (NTK) sont calculées respectivement par la relation 1 et la relation 2.

$$\text{Relation 1} \quad N_{\text{Org}} = N_{\text{Tot}} - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-) \quad (\text{en mgN/L})$$

$$\text{Relation 2} \quad \text{NTK} = N_{\text{Org}} + \text{NH}_4^+ \quad (\text{en mgN/L})$$

II.3.4.2. Charge organique

L'évaluation de la charge organique dans le jus des tests de lixiviation s'effectue par la mesure des paramètres caractéristiques tels que la teneur en Acides Gras Volatils (AGV), la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la teneur en Carbone Organique Dissous (COD), l'absorbance UV à 254 nm.

La concentration en AGV est déterminée par une méthode potentiométrique. Sur une prise d'essais de 25 ml d'échantillon, le pH est ajusté à 3,5 avec du H_2SO_4 (0,1 N). Le lixiviat est ensuite chauffé pendant 3 minutes de manière à dégazer le dioxyde de carbone. La solution est refroidie à température ambiante, le pH est ensuite ajusté à 4 (volume V1) puis à 7 (volume V2) avec du NaOH 0,1 N. L'acidité volatile (concentration en AGV en g/L) est déterminée grâce à la l'Équation 8.

$$\text{Équation 8} \quad \text{AGV} = \frac{(V_2 - V_1) \times [\text{NaOH}] \times M}{V} \quad (\text{en gCH}_3\text{COOH/L})$$

V1 : volume de NaOH pour ajuster le pH à 4

V2 : volume de NaOH pour ajuster le pH à 7

V : volume de prise d'essai

M : masse molaire de CH_3COOH (60 g/mol)

Cette concentration peut être exprimée en concentration massique (Équation 9) :

$$\text{Équation 9} \quad \text{AGV} = \frac{(V_2 - V_1) \times [\text{NaOH}]}{V} \times 24 \quad (\text{en gC}(\text{CH}_3\text{COOH})/\text{L})$$

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) qui exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique en phase liquide est déterminée par une micro méthode colorimétrique après filtration des échantillons à 0,45 µm (ISO 15705). Les échantillons sont oxydés à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant tel que le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) dans des micro-tubes. L'utilisation de cette méthode recommande des teneurs en nitrites, sulfures et chlorures inférieures à 2000 mg/L. Les échantillons sont donc dilués à l'eau distillée pour limiter les interférences de ces ions tout en restant dans la bonne gamme de mesure.

La concentration en Carbone Organique Dissous (COD) est mesurée grâce à un analyseur de carbone de marque DOHRMANN modèle Phoenix 8000 utilisant un système d'oxydation chimique par voie humide. Ce dosage s'effectue en plusieurs étapes. Dans un premier temps, le carbone minéral est éliminé sous forme de CO_2 par bullage d'azote après acidification de l'échantillon avec de l'acide orthophosphorique (0,5 mL d'acide orthophosphorique à 20 %). Ensuite, du persulfate de sodium (1 mL à 100 g/L) est introduit dans l'échantillon pour oxyder le carbone organique à 100°C et former du CO_2 qui est également purgé puis détecté par infrarouge. Le principe de quantification repose sur une relation de proportionnalité entre la quantité de CO_2 et la masse de carbone contenue dans l'échantillon. La détermination de la quantité de carbone organique est réalisée par rapport à une droite d'étalonnage obtenue à partir d'une solution connue d'hydrogénophthalate de potassium. Les échantillons sont préalablement filtrés à 0,45 µm puis dilués (à l'eau distillée) pour se situer dans la gamme de mesure.

La mesure d'Absorbance UV à 254 nm est réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible de marque Shimadzu et de modèle PharmaSpec 1700 à double faisceau avec une précision de 0,005 unité DO. Cette absorbance rend compte de l'aromaticité et du caractère hydrophobe des composés du lixiviat par l'intermédiaire de la valeur de l'indice SUVA qui est calculé par le rapport UV-254 nm/COD. La méthode est basée sur la propriété de certaines molécules organiques à absorber dans l'UV grâce à leurs liaisons conjuguées (noyaux aromatiques). La quantité d'atomes de carbone liés par des doubles liaisons est quasiment proportionnelle à la quantité totale de matière organique hydrosoluble à caractère aromatique.

II.3.4.3. Fractionnement de la matière organique du jus issu des tests de lixiviation

Les paramètres globaux de la matière organique du jus des tests de lixiviation utilisés seuls, ne permettent pas de rendre compte totalement de son évolution et de la prédisposition des gisements à la biodégradation. Une étude plus approfondie de la matière organique est donc réalisée par fractionnement en fonction du caractère hydrophobe puis en fonction du Poids Moléculaire Apparent (Berthe et al., 2008 ; Labanowski et Feuillade, 2009).

II. 3.4.3.1. Fractionnement en fonction du caractère hydrophobe

Le fractionnement de la matière organique selon son caractère hydrophobe s'effectue en plusieurs étapes mais indissociables. La figure 7 détaille les différentes étapes.

Les humines, insolubles quel que soit le pH, sont éliminées par filtration sur membrane en nitrate de cellulose de porosité 0,45 µm. L'échantillon est alors acidifié avec HCl à 37% (pH compris entre 1,7 et 2) de manière à entraîner la précipitation des acides de type humique (AH*) qui sont ensuite éliminés par filtration sur 0,45 µm avec une membrane en nitrate de cellulose.

Les substances hydrophiles sont ensuite fractionnées selon leur caractère hydrophobe grâce à des résines macroporeuses non ioniques de type XAD et DAX. Ces résines sont commercialisées sous forme sèche et nécessitent un conditionnement avant la première utilisation. Après rinçage et conditionnement à pH 2, les résines sont introduites dans des colonnes en acier inoxydable en prenant soin de ne jamais les laisser sécher. L'échantillon à pH 2 est injecté à travers les colonnes avec un débit de 50 mL/h par une pompe péristaltique ; il passe successivement sur la résine DAX-8 qui retient les HPO* et sur la résine XAD-4 qui retient les TPH*.

Le volume d'échantillon à passer au travers des colonnes dépend du volume de résine ainsi que d'un coefficient de capacité k' (masse de composés sur la résine par rapport à la masse de composés dans la phase mobile). Le volume d'échantillon est donné par l'Équation 10.

$$\text{Équation 10} \quad V_{\text{éch}} = 2 \times V_o (1 - k')$$

$V_{\text{éch}}$: Volume d'échantillon à fractionner

V_o : Volume mort de la colonne de résine (60% du volume du lit)

k' : coefficient de capacité

Volume de résine : 5 mL ; Vitesse de percolation : 50 mL/h

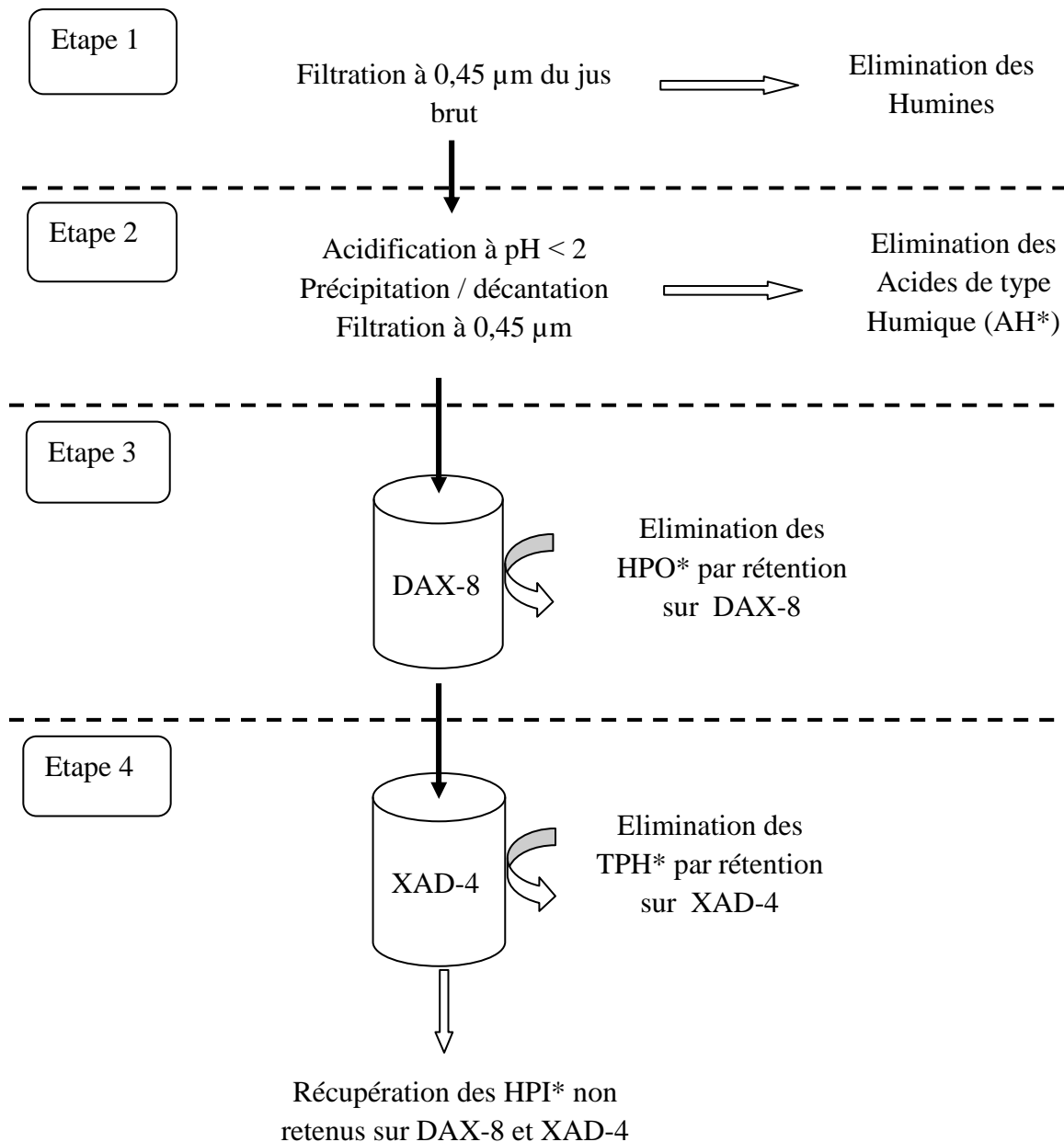


Figure 7: Protocole de séparation des acides de type humique et de fractionnement de la matière organique du jus issu des tests de lixiviation des déchets.

Le suivi de l'évolution de la matière organique nécessite de se placer toujours à une même valeur de k' . Une valeur de k' comprise entre 0 et 100 est adaptée pour le fractionnement d'un lixiviat (Labanowski et al., 2004). Ainsi, une valeur de k' de 25 permet d'obtenir un volume de résine de 5 mL et un volume d'échantillon de 156 mL ; ces valeurs sont adaptées au lixiviat.

Les proportions de chaque composé sont déterminées par mesure du COD en entrée et en sortie de colonne en prenant soin d'évacuer le volume mort situé dans le tuyau et la colonne. Les pourcentages des fractions sont calculés à partir de l'Équation 11, de l'Équation 12 et de l'Équation 13.

$$\text{Équation 11} \quad \% \text{HPO}^* = 100 \times \frac{\text{COD}_i - \text{COD}_{\text{DAX-8}}}{\text{COD}_i}$$

$$\text{Équation 12} \quad \% \text{TPH}^* = 100 \times \frac{\text{COD}_{\text{DAX-8}} - \text{COD}_{\text{XAD-4}}}{\text{COD}_i}$$

$$\text{Équation 13} \quad \% \text{HPI}^* = 100 \times \frac{\text{COD}_{\text{XAD-4}}}{\text{COD}_i}$$

COD_i : concentration en COD initiale

$\text{COD}_{\text{DAX-8}}$: concentration en COD après passage sur la résine DAX-8

$\text{COD}_{\text{XAD-4}}$: concentration en COD après passage sur la résine XAD-4

Après utilisation, les résines sont désorbées à l'aide d'un mélange acétonitrile - eau (25 - 75 %) puis d'une solution de NaOH à 0,1 M.

II. 3.4.3.2. Fractionnement selon le Poids Moléculaire Apparent

Le fractionnement de la matière organique selon son poids moléculaire apparent repose sur le principe d'ultrafiltration en appliquant au liquide une pression constante et suffisante pour permettre au solvant et aux molécules dont la taille est inférieure aux pores de passer à travers la membrane. Les échantillons sont donc filtrés dans des cellules d'ultrafiltration frontale à agitation magnétique Millipore (Amicon) de capacité 350 mL. Une pression de 3 bars imposée par l'air comprimé est nécessaire pour la récupération des ultrafiltrats. L'air comprimé est utilisé parce que l'oxygène de l'air n'a aucun effet sur la répartition de la taille de molécules au cours de la filtration (Berthe et al., 2008). Les échantillons sont également suffisamment dilués ($\text{COD} \leq 100 \text{ mgC/L}$) pour minimiser les phénomènes de polarisation des molécules au niveau de la membrane. Ainsi, le mode de filtration directe a été appliqué sur des échantillons préalablement filtrés à 0,2 μm . Les membranes utilisées sont de type YM Millipore (Amicon), de diamètre 76 mm et de seuils de coupure 30 kDa et 3 kDa (Lagier, 2000 ; Labanowski et al., 2004, Berthe et al., 2008). Ce sont des membranes hydrophiles de technologie avancée, constituées de cellulose régénérée, permettant une récupération maximale du produit de part une faible adsorption. Elles ne sont pas chargées et sont couramment utilisées pour ultrafiltrer les substances humiques (Legube *et al.*, 1990 ; Clark &

Jucker, 1993; Shaw *et al.*, 1994 ; Küchler & Miekelev, 1994 ; Lagier, 2000 ; Labanowski, 2004). En outre, Trebouet (1998) indique qu'elles sont les plus adaptées pour ultrafiltrer des lixiviats de décharge d'ordures ménagères. Les membranes sont rincées abondamment à l'eau distillée avant chaque utilisation. La figure 8 décrit le mode opératoire de ce fractionnement en mode direct.

Les pourcentages de chaque fraction sont déterminés par la mesure du COD sur le filtrat et sur le rétentat et sont calculés à partir de l'Équation 14, l'Équation 15 et l'Équation 16.

$$\text{Équation 14} \quad \% (0,2 \mu\text{m} - 30 \text{ kDa}) = \frac{M_{R30}}{M_{F30} + M_{R30}} \times 100$$

$$\text{Équation 15} \quad \% (30 - 3 \text{ kDa}) = \frac{M_{R3}}{M_{F3} + M_{R3}} \times [100 - \% (0,2 \mu\text{m} - 30 \text{ kDa})]$$

$$\text{Équation 16} \quad \% (3 < \text{ kDa}) = \frac{M_{F3}}{M_{F3} + M_{R3}} \times [100 - \% (0,2 \mu\text{m} - 30 \text{ kDa})]$$

M_{R30} : masse de carbone organique dans la fraction $> 30 \text{ kDa}$

M_{R3} : masse de carbone organique dans la fraction comprise entre 30 et 3 kDa

M_{F30} : masse de carbone organique dans la fraction $< 30 \text{ kDa}$

M_{F3} : masse de carbone organique dans la fraction $< 3 \text{ kDa}$

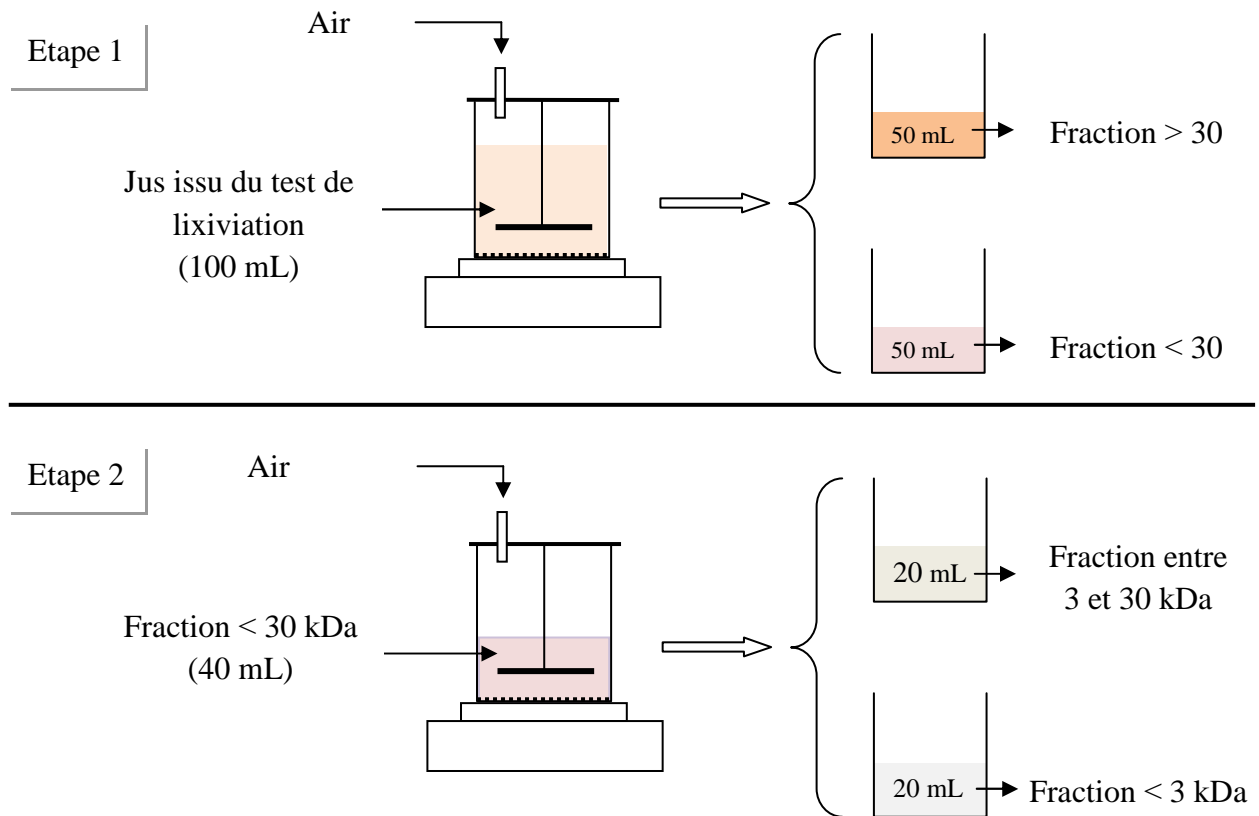


Figure 8 : Mode de fractionnement selon le PMA de la matière organique du jus issu des tests de lixiviation des déchets

II.3.4.4. Charge en Éléments Traces Métalliques

Quatre Eléments Traces Métalliques sont recherchés à la fois dans le déchet et dans le jus issu du test de lixiviation de la fraction extrafine des gisements. Ils sont choisis à cause de leur forte teneur dans cette fraction. Il s'agit du cuivre, du nickel, du plomb et du zinc. D'après Flyhammar et Håkansson, (1999) le cuivre et le nickel présentent une grande aptitude à être mobilisés au cours des phénomènes de lessivage, ce qui a motivé leur suivi. Le plomb et le zinc sont moins mobiles, mais à cause de leur forte teneur dans cette fraction et de leur toxicité leur suivi est aussi important.

Les échantillons sont préalablement minéralisés pour éviter les interactions de la matrice organique et libérer les métaux piégés dans la matière organique ou minérale. Cette minéralisation est réalisée à chaud avec de l'eau régale (2/3 d'HCl et 1/3 d'HNO₃). 2 mL du jus issu du test de lixiviation filtré à 0,45 µm est donc chauffé à 150°C pendant 2 heures avec

3 volumes de HCl à 37 % (1,2 mL) pour 1 volume de HNO₃ à 69 % (0,6 mL). Le minéralisât est ensuite filtré sur des membranes en nylon de porosité 0,45 µm.

Les concentrations en métaux sont mesurées par Spectrophotométrie d’Absorption Atomique avec un Spectrophotomètre d’Absorption Atomique Flamme.

III. Étude de la qualité de l’eau de la rivière

La recherche d’éventuels liens entre le mode de gestion appliqué aux DMA de la ville de Kara et la pollution de la rivière Kara nécessite au préalable une étude de la qualité de l’eau de cette rivière. Un suivi de paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l’eau est donc réalisé pendant les différentes saisons de l’année et sur des échantillons prélevés dans la zone urbaine puis en amont et en aval de cette zone. En plus une étude des sédiments prélevés aux mêmes points que les échantillons d’eau est réalisée. Le test de lixiviation appliqué aux déchets a été également appliqué aux sédiments pour évaluer leur capacité de relargage de matière organique et minérale. Les paramètres physico-chimiques similaires à ceux mesurés sur les jus des déchets sont également déterminés sur les solutions des sédiments.

Outre les paramètres globaux qui permettent d’évaluer la qualité de l’eau, une attention particulière a été réservée à la matière organique qui a été fractionnée selon son caractère hydrophobe et selon son Poids Moléculaire Apparent. (Cf. protocoles décrits II.3.4.3.1. et II.3.4.3.2. dans Matériels et méthodes).

III.1. Échantillonnage des eaux et des sédiments

Trois zones sont choisies pour les mesures directes sur le terrain et pour la constitution des échantillons pour les analyses au laboratoire.

La première est située en amont du cœur de la ville (1,5 à 2 km de la zone urbaine), la deuxième correspond au cœur de la ville et la troisième est en aval du cœur de la ville (1,5 à 3 km de la zone urbaine).

Dans la zone située au cœur de la ville, 20 points de prélèvement sont choisis sur 3 sites P4, P5 et P6 en tenant compte des paramètres tels que : position par rapport aux dépotoirs sauvages et par rapport au point de déversement des eaux usées, utilisation des abords pour le maraîchage, pratiques des maraîchers (usage des pesticides, des engrais chimiques et du fumier), présence de trafic routier ou d’activités anthropiques.

Au niveau des zones situées en dehors du cœur de la ville, dix points sont choisis sur 3 sites respectivement en amont (P1, P2 et P3) et en aval (P7, P8 et P9). La figure 9 présente la

position des sites choisis. Un échantillon de sédiment considéré comme témoin est prélevé en amont du site P1. Il est considéré comme non contaminé par les déchets de la ville. Les concentrations en ETM de ce témoin sont utilisées comme référence pour évaluer le degré de contamination des autres échantillons.

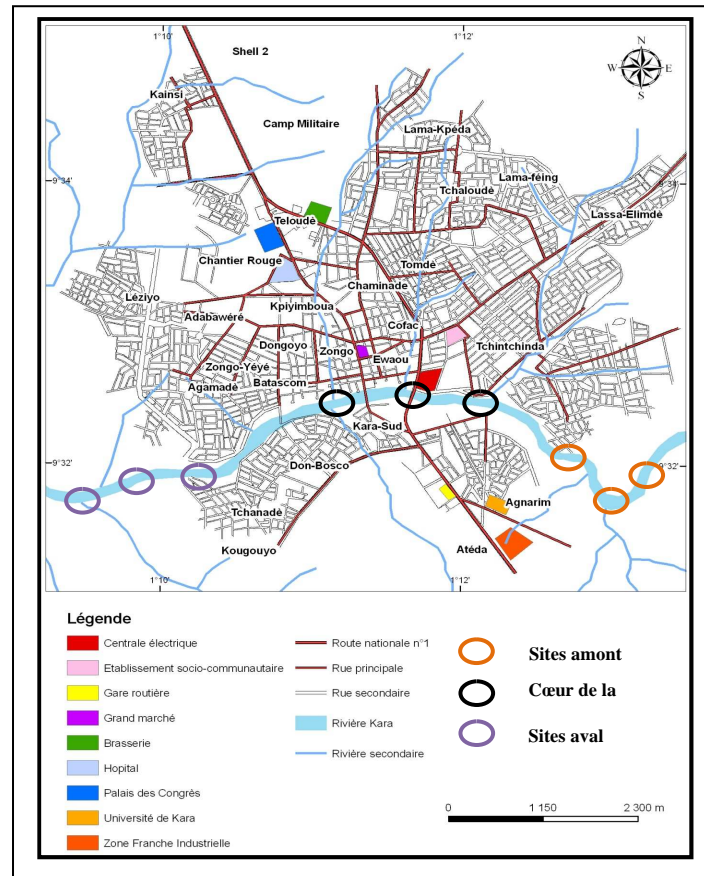


Figure 9 : Position des sites choisis pour le prélèvement des échantillons d'eau et de sédiments. (12/2010, 05/2011 et 06/2011)

Les échantillons d'eau sont prélevés à contre courant dans des flacons en polyéthylène stérilisés. Le volume de chaque échantillon est de 1L.

Les sédiments prélevés sont les sédiments de surface. Ils sont alors prélevés sur une profondeur de 10 à 15 cm à l'aide d'un carottier enfoncé verticalement dans le sédiment. La masse de chaque échantillon humide est comprise entre 0,5 et 1 kg.

Le tableau 20 précise le nombre d'échantillons d'eau et de sédiment prélevés sur chaque site et les périodes où les prélèvements ont été effectués.

III.2. Préparation et conservation des échantillons

Les échantillons de sédiment sont séchés à l'air libre à température ambiante puis conservés à 4°C dans des sachets en polyéthylène. Les échantillons d'eau sont conservés aussi à 4°C dans des flacons en polyéthylène stérilisés.

Les analyses microbiologiques sont réalisées dans le Laboratoire de Microbiologie de l'Université de Lomé. Les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en verre DURAN. Ils sont refroidis dans un bain de glace pendant le transport jusqu'au laboratoire. Les analyses réalisées au GRESE (Groupement de Recherche Eau, Sols et Environnement) de l'Université de Limoges (France) sont appliquées à des échantillons d'eaux et de sédiments reconstitués à partir des différents prélèvements sur un même site. Des sigles sont affectés aux différents échantillons reconstitués pour faciliter leur désignation (Tableau 21).

Tableau 20: Désignation des différents échantillons composites

Points de prélèvement	Echantillon composite d'eau (Sigle)	Echantillon composite de sédiments (Sigle)
P1	ZAME1	ZAMS1
P2	ZAME2	ZAMS2
P3	ZAME3	ZAMS3
P4	ZUE1	ZUS1
P5	ZUE2	ZUS2
P6	ZUE3	ZUS3
P7	ZAVE1	ZAVS1
P8	ZAVE2	ZAVS2
P9	ZAVE3	ZAVS3

**ZAM = Zone amont ; ZU = Zone urbaine ; ZAV = Zone aval E = Echantillon d'eau
S = Echantillon de sédiment**

Tableau 21: Nombres d'échantillons d'eau et de sédiments prélevés sur chaque site pendant les différentes périodes

Zone	Points de prélèvement	12/2010 (saison sèche)		05/2011 (début saison pluvieuse)		06/2011 (saison pluvieuse)	
		Nombre d'échantillons d'eau	Nombre d'échantillons de sédiments	Nombre d'échantillons d'eau	Nombre d'échantillons de sédiments	Nombre d'échantillons d'eau	Nombre d'échantillons de sédiments
Amont de la ville	P1	3	2	3	-	3	-
	P2	4	3	4	-	4	-
	P3	3	2	3	-	3	-
Cœur de la ville	P4	6	3	6	-	6	-
	P5	8	4	8	-	8	-
	P6	6	3	6	-	6	-
Aval de la ville	P7	3	2	3	-	3	-
	P8	4	3	4	-	4	-
	P9	3	2	3	-	3	-

III.3. Analyses réalisées sur la phase solide des sédiments

III.3.1. Teneur en matière organique

La teneur en matière organique des sédiments est évaluée par perte au feu selon norme NF EN 12879. 5 à 10 grammes d'échantillons secs sont chauffés à 105°C pendant 16 heures pour évaporer l'eau interstitielle. L'échantillon est ensuite calciné à 505°C pendant 2 heures. La teneur en matière organique (MO) exprime la proportion en masse du dégagement gazeux par rapport à la matière sèche initiale. Elle est donc exprimée en (gMO/kgMS).

III.3.2. Teneur en Éléments Traces Métalliques (Cu, Ni, Zn, Pb)

Le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc sont recherchés dans les sédiments pour faire le lien entre une éventuelle pollution de la rivière par lessivage des déchets et le stockage de ces métaux au sein du sédiment. Le protocole appliqué pour déterminer leur concentration est le même que celui appliqué aux déchets solides (Cf. II.3.4.4. Matériels et méthodes).

Les concentrations de ces ETM dans le sédiment utilisé comme référence pour évaluer le degré de contamination des autres échantillons sont présentés dans le tableau 22.

Tableau 22: Teneur moyenne en ETM contenu dans le sédiment de référence considéré comme non contaminé par les déchets de la ville

	Cu	Ni	Zn	Pb
Teneur moyenne (mg/kgMS)	20 ± (10%)	40 ± (5%)	13 ± (10%)	250 ± (5%)

L'indice de contamination I_C du sédiment par un métal donné est calculé par la relation :

$$I_C = \frac{[\text{Concentration du métal dans le sédiment contaminé}]}{[\text{Concentration du métal dans le sédiment de référence}]}$$

D'après les travaux effectués par Gabelle et al., (2006) sur la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivière du nord de la France, si :

- $I_C \leq 3$ le sédiment est considéré non contaminé par le métal
- $3 < I_C < 9$ le sédiment est supposé modérément contaminé
- $I_C \geq 9$ le sédiment est très contaminé

Ces mêmes gammes seront utilisées pour évaluer le niveau de contamination des sédiments de la rivière Kara par rapport au sédiment de référence.

III.4. Test de lixiviation appliqué aux sédiments

Un test de lixiviation est appliqué aux sédiments pour évaluer leur capacité à relarguer la pollution anthropique accumulée. Le test appliqué répond aux mêmes critères de ratio L/S, de temps de contact, de conditions d'agitation et de solvant que celui appliqué aux déchets (II.3.1). Cependant, le temps de contact liquide-sédiment est limité à 48 heures puisque ce temps est considéré comme suffisamment long pour extraire le maximum de composés mobilisables dans les sédiments. Le suivi de consommation d'oxygène et de dégagement du dioxyde de carbone n'est pas pris en compte à cause de la très faible biodégradabilité de la MO des sédiments qui ne devrait pas permettre d'obtenir une quantité de biogaz suffisamment élevée pour permettre une modification de la composition du ciel gazeux en 48h. Ce test a été appliqué aux sédiments afin d'établir d'une part, une corrélation entre la matière organique et minérale mobilisable dans les déchets et celle relargable par les sédiments et d'autre part, pour faire établir un lien entre une pollution éventuelle de la rivière par les déchets.

III.5. Analyses réalisées sur les eaux et les solutions de sédiments

Les paramètres d'évaluation de la qualité des eaux de la rivière ont été mesurés soit directement sur les sites pendant les campagnes de prélèvement des échantillons soit au laboratoire.

III.5.1. Température et conductivité

Les mesures de température et de conductivité sont réalisées pendant les campagnes de prélèvements des échantillons à l'aide d'un conductimètre HANNA Instruments, model HI 99300 qui donne aussi la valeur de la température à laquelle la conductivité est mesurée. Les gammes de mesure sont de 0 à 3999 $\mu\text{s}/\text{cm}$ à $\pm 2\%$ pour la conductivité et 0 à 60°C à $\pm 0,5^\circ\text{C}$ pour la température. Ce modèle utilise un système de compensation automatique de la valeur de conductivité en fonction de la température.

La conductivité de la solution issue du test de lixiviation des sédiments est mesurée selon le même protocole appliqué pour le jus issu du test de lixiviation des déchets.

III.5.2. Mesure de pH

La mesure du pH est réalisée sur site sous agitation à l'aide d'un pH-mètre HANNA Instruments, model pH 210 muni d'une électrode HI 1131B pH combiné en verre à remplissage (3,5M KCl + AgCl), et d'une sonde de température HI 7669 à compensation de température automatique. La précision sur la mesure est $\pm 0,01$ unité pH.

Le pH de la solution issue du test de lixiviation des sédiments est mesuré selon le même principe que celui du jus issu des tests de lixiviation des déchets (Cf. II.3.4. Matériels et méthode).

III.5.3. Titre Alcalimétrique (TA) et Titre Alcalimétrique Complet (TAC)

Le TA et du TAC qui correspondent respectivement aux teneurs en carbonates (CO_3^{2-}) et en hydrogénocarbonates (HCO_3^-) sont déterminés par une méthode potentiométrique sur les eaux brutes et les solutions de sédiments filtrées à 0,45 μm au laboratoire. Sur une prise d'essai de 50 mL, le pH est ajusté à 8 avec de l'acide chlorhydrique (HCl) à 0,01 N (Volume V_1) ; si le pH est inférieur à 8,3 le TA de l'échantillon est nul ($V_1 = 0$) et si le pH est supérieur ou égal à 8,3 le TA est non nul et sa valeur est donnée par l'Équation 17 ; le pH est alors ajusté à 4,3 (Volume V_2) pour obtenir la valeur de TAC par l'Équation 18. Les résultats sont exprimés en degré Français ($^\circ\text{F}$).

$$\text{Équation 17} \quad \text{TA} = V_1 \text{ } ^\circ\text{F}$$

$$\text{Équation 18} \quad \text{TAC} = V_2 \text{ } ^\circ\text{F}$$

III.5.4. Charge en matière organique

La charge organique des eaux et des solutions de sédiments est évaluée par la mesure de l'oxydabilité au permanganate de potassium, la teneur en Carbone Organique Dissous (COD) et l'absorbance UV à 254 nm.

La détermination de l'oxydabilité au permanganate de potassium à chaud est réalisée suivant la norme NFT 90-050 légèrement modifiée à cause de la faible charge organique des échantillons et dans le souci d'améliorer le rendement de l'oxydation de cette matière organique (Brizard et al., 2001 ; Feuillade, 1994). 20 mL d'acide sulfurique (H_2SO_4) à 2 N sont ajoutés à une prise d'essai de 100 mL filtré à 0,45 μm ; le mélange est porté à ébullition à 100°C pendant 15 minutes. 10 mL de permanganate de potassium (KMnO_4) à $0,4 \cdot 10^{-3}$ N sont ajoutés au mélange et le tout est à nouveau porté à ébullition à 100°C pendant 30 minutes. 10 mL d'oxalate de sodium à $2,5 \cdot 10^{-3}$ N sont ensuite ajoutés et enfin l'oxalate en excès est immédiatement dosé par le permanganate de potassium à $0,4 \cdot 10^{-3}$ N. Les résultats sont rapportés en milligramme d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique contenue dans 1 litre d'échantillon (mgO_2/L).

La teneur en Carbone Organique Dissous et l'absorbance UV à 254 nm sont déterminés selon le même protocole que celui utilisé pour les jus issus des tests de lixiviation des déchets (Cf. II.3.4. Matériels et méthodes).

III.5.5. Teneur en ETM (Cu, Ni, Zn, Pb) remobilisés dans les sédiments

Les teneurs du cuivre, du nickel, du plomb et du zinc sont mesurées dans les solutions de sédiments issues des tests de lixiviation pour évaluer la capacité des sédiments à remobiliser ces métaux. Les résultats sont rapportés par rapport aux teneurs trouvées dans la phase solide des sédiments. Le protocole de la mesure des teneurs est le même que celui utilisé pour la mesure dans le lixiviat des déchets (Cf. II.3.4.4. Matériels et méthodes).

III.5.6. Fractionnement de la matière organique des eaux et solutions de sédiments

Une analyse particulière de la matière organique des milieux naturels est réalisée par fractionnement comme dans le cas de la matière organique des jus issus des tests de lixiviation des déchets afin de comparer son comportement dans les deux milieux et d'établir un lien probable entre une pollution de la rivière et le mode de gestion des déchets.

III.5.6.1. Fractionnement en fonction du caractère hydrophobe

La séparation de l'Acide Humique et le fractionnement selon le caractère hydrophobe de la matière organique sont réalisés selon le même protocole que celui utilisé pour étudier la matière organique des jus issus des tests de lixiviation des déchets (Cf. II.3.4.3.1. Matériels et méthodes). Le volume des échantillons à passer au travers des colonnes est redéfini à cause de la faible charge en matière organique des milieux naturels comparée à celle des milieux anthropiques comme les lixiviats des déchets. D'après Thurman et Malcolm, (1981) et Labanowski, (2004) un coefficient de capacité de k' égal à 50 est adapté pour le fractionnement de la matière organique des milieux naturels. Ainsi, pour 5 mL de résine le volume des échantillons à passer au travers des colonnes est 306 mL.

III.5.6.2. Fractionnement en fonction du Poids Moléculaire Apparent

Le fractionnement selon le PMA est également réalisé selon le même protocole utilisé dans le cas de la matière organique du jus des déchets (Cf. III.3.4.3.2. Matériels et méthodes). Le

volume des échantillons est doublé (200 mL) compte tenu de la faible charge organique des échantillons.

III.6. Analyses microbiologiques des eaux

L'analyse bactériologique des eaux de la rivière est faite suivant les méthodes classiques d'énumération des bactéries fécales. La méthode de filtration sur membrane (MF) est utilisée dans cette étude. Un volume défini de l'échantillon est filtré sur une membrane spécifique et la membrane est ensuite incubée sur un milieu gélosé. Les milieux et les conditions d'incubation (temps et température) sont définis selon le type de bactéries fécales recherchés (Rompré et al., 2002). Le milieu de culture utilisé pour l'énumération des coliformes et *Escherichia Coli* est composé de lactose, d'un indicateur de milieu acide et des sels biliaries pour inhiber la croissance des Gram + et des levures. Les résultats sont exprimés en UFC (unité formant colonie) par unité de volume.

IV. Potentiel de relargage des déchets et des sédiments

Le potentiel de relargage des déchets et des sédiments est évalué à l'aide d'un test de lixiviation en condition accélérée. Les caractéristiques des jus des déchets et des solutions des sédiments permettent d'accéder à la capacité de la matrice à relarguer une pollution vers le milieu extérieur. Cette évaluation s'est faite à partir de l'analyse de certains paramètres définis sur la base de leur aptitude à mieux rendre compte de la mobilisation et de l'évolution de la matière organique, de la matière minérale et des métaux de la phase solide vers la phase liquide.

La matière organique relarguée par les déchets et les sédiments est en général analysée par les paramètres classiques (DCO, Oxydabilité au KMnO_4 , COT ou COD, absorbance UV/visible...). Dans cette étude la définition de certains ratios et l'utilisation de certains indices relatifs à la quantité et à la qualité de la matière organique dans les jus et les solutions des tests de lixiviation sont apparus comme plus pertinents pour évaluer son relargage.

Le ratio DCO/MS exprime la part de la matière organique hydrosoluble, chimiquement oxydable et mobilisée dans la matière sèche du déchet. Pour le sédiment, le ratio équivalent utilisé est l'oxydabilité au KMnO_4 /MS. Plus ce ratio est élevé plus la matrice solide contient de la matière organique hydrosoluble facilement mobilisable et chimiquement bien oxydable.

Le ratio DCO/MO traduit quant à lui la part de la matière organique chimiquement oxydable par rapport à la matière organique totale du déchet. Plus ce ratio est grand plus le potentiel de relargage du déchet en composés organiques chimiquement oxydables est élevé et la probabilité d'une pollution de la rivière par des composés organiques (anthropiques ou non, difficilement ou non biodégradable) est aussi élevée. Dans le cas de la solution du sédiment le ratio utilisé est celui de l'oxydabilité au KMnO_4/MO .

L'utilisation du ratio AGV/MO permet d'exprimer la quantité de composés organiques à caractère acide et volatile mobilisés dans la fraction organique des déchets. Plus, la valeur de ce ratio est élevée, plus le déchet étudié est frais et est plus apte à mobiliser des composés polluants à cause d'une plus grande prédisposition à la dégradation. Sa valeur élevée traduit aussi une prépondérance d'AGV dans la matière organique totale du déchet. De plus, une valeur élevée de ce ratio peut traduire également une plus grande aptitude du déchet à contribuer à la pollution de la rivière en métaux lourds en favorisant leur transfert de la phase solide vers la phase liquide par diminution du pH.

La définition du ratio COD/MO permet d'évaluer quant à lui la part de la matière organique hydrosoluble mobilisable par rapport à la matière organique totale de la matrice solide. Une valeur élevée de ce ratio indique la présence d'une part importante de composés organiques facilement mobilisables dans le déchet ou le sédiment. Elle traduit donc une plus grande aptitude de la matrice solide à relarguer de la matière organique vers le milieu récepteur (eaux de la rivière) et contribuer ainsi à sa pollution.

L'indice SUVA défini par le rapport Absorbance UV-254/COD, traduit la stabilité de la matière organique relarguée par la matrice solide. Un indice élevé est synonyme de la présence de composés organiques à structures complexes relativement stables, lentement ou difficilement biodégradables.

L'azote relargué par le déchet dans les jus des tests de lixiviation est évalué par les concentrations en azote total (N_{Tot}), en ions NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et en azote organique (N_{Org}). Mais les concentrations prises isolément ne permettent pas d'évaluer la capacité des déchets à mobiliser une pollution azotée. La définition de ratios est donc nécessaire pour faire le bilan de l'azote.

La considération du ratio $\text{N}_{\text{Tot}}/\text{MS}$ permet d'évaluer la quantité l'azote total relarguée par le déchet. Une valeur élevée de ce ratio traduit une présence en quantité importante de composés

à fonction azotée mobilisables dans le déchet. Elle est également un signe d'une pollution probable de l'eau de la rivière par les composés azotés.

Le ratio N_{Org}/MO traduit la part de l'azote liée à la matière organique et mobilisable par le déchet. Un ratio N_{Org}/MO élevé est synonyme d'une mobilisation importante de composés organiques à fonction azotée.

TROISIÈME PARTIE – RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

I. Caractérisation physico-chimique des déchets de la ville de Kara

L'évaluation de l'impact des déchets sur la qualité de l'eau de la rivière Kara nécessite une bonne connaissance de la nature des gisements de déchets générés dans la ville. Une caractérisation physico-chimique des différents types de déchets est réalisée en amont pour les deux gisements considérés dans cette étude.

La répartition par taille et le tri par catégorie des différentes fractions granulométriques constituent des étapes fondamentales pour identifier la nature et prévoir le comportement et l'évolution des gisements de déchets dans la nature, dans les centres de stockage et dans les milieux récepteurs. L'humidité initiale dans un déchet étant un paramètre clé dans le processus de sa dégradation, il est important de l'évaluer sur les différentes fractions afin d'envisager l'étude de ses effets sur l'évolution des gisements. Les teneurs en matière organique et dans une moindre mesure en matière minérale, conditionnent la biodégradation d'un déchet. L'évaluation au sein du déchet de la part des composés organiques réactifs à la biodégradation renseigne sur la cinétique de dégradation des gisements. En parallèle, la connaissance des quantités de polluants minéraux (et plus particulièrement des métaux) présents dans les différentes fractions des déchets permet d'évaluer le potentiel polluant du déchet et les risques de mobilisation de ces espèces.

I.1. Granulométrie des gisements étudiés

Le MODECOM de l'ADEME (1993), légèrement modifié, est utilisé pour séparer les gisements en quatre granulométries à savoir les gros (> 100 mm) y compris les hétéroclites, les moyens (< 100 mm – 20 mm $>$), les fines (< 20 mm – 10 mm $>$) et les extrafines (< 10 mm).

La figure 10 et la figure 11 présentent respectivement la répartition par taille des déchets dans les gisements G1 et G2. Globalement, les fractions fines et extrafines prédominent dans les deux gisements et représentent presque 70% de G1 et plus de 50% de G2. Cette forte proportion des fractions de petite taille est en partie due à la gestion et au mode de ramassage de déchets à la source. En effet dans la plupart des ménages où les espaces libres ne sont pas cimentés les restes de nourriture, les épluchures, les emballages, les sachets plastiques sont en général jetés par terre et se chargent alors d'une part importante de sables et de graviers fins. Ils sont par la suite enlevés et mis dans les poubelles après des balayages répétitifs qui eux mêmes entraînent un ramassage important de sable et de graviers fins. Cette situation est

d'autant plus marquée pour G1. Cette forte proportion de fines dans les gisements de déchets est caractéristique des pays en développement en particulier des pays de l'Afrique, au sud du Sahara (Asomani-Boateng et al., 1996 ; Aïna et al., 2007 ; Kolédzi et al., 2011).

La somme des fractions « fines et extrafines » de G1 est supérieure à celle de G2 (70% contre 50%). Cet important écart est directement lié à l'origine et au mode de ramassage des déchets. G2 est composé d'une part de déchets provenant des ménages situés au centre ville dont le mode de vie et de gestion des ordures ménagères limitent l'apport du sable et de graviers fins dans les poubelles et d'autre part de déchets de services et d'activités de commerce dont le mode de ramassage appliqué limite l'apport de sable. G1 est composé des déchets de ménages situés dans les quartiers à la périphérie du centre urbain ; le mode de vie à la fois semi-urbain et semi-rural est caractérisé par un mode de gestion et de ramassage des déchets (balayage répétitifs des cours non cimentés) qui entraîne un apport important de sables et de graviers fins dans les poubelles.

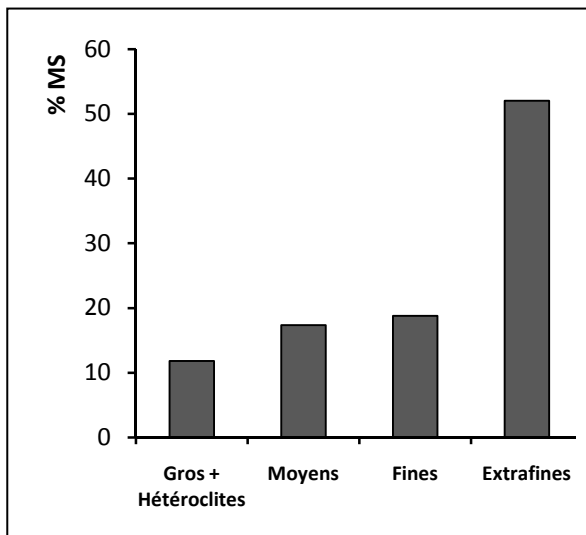


Figure 10 : Répartition par taille des déchets du gisement G1

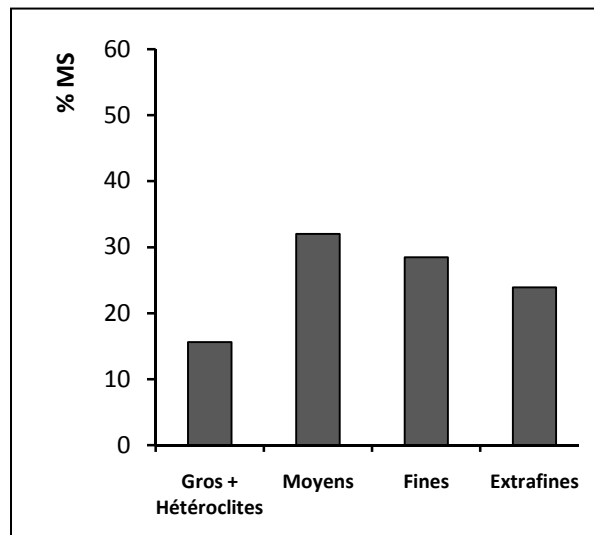


Figure 11 : Répartition par taille des déchets du gisement G2

La somme de déchets « gros, hétéroclites et moyens » du gisement G2 est pratiquement deux fois plus importante que celle du gisement G1, (52% contre 29%). Cette différence est aussi liée au mode de collecte des déchets :

- le premier est relatif au circuit de récupération et de réutilisation de certaines catégories des déchets. En effet, les catégories qui rentrent en grande partie dans les gros, les hétéroclites et les moyens, notamment les gros cartons d'emballages, les boîtes de conserve, la ferraille de taille plus élevée, les grosses bouteilles et bidons en verre ou en plastique, les gros morceaux de bois, les carcasses..., sont presque systématiquement récupérés au niveau

des ménages. Ils rentrent ainsi dans le circuit de la réutilisation ou du réemploi et de la vente (exemple de la ferraille). La conséquence est une diminution de leur pourcentage dans le gisement G1 constitué uniquement de déchets des ménages par rapport à G2 dans lequel il y a un apport significatif d'hétéroclites et de déchets de taille plus élevée. Cet apport s'explique par la contribution des déchets provenant des services et des activités de commerce. Généralement, ces fractions restent mélangées aux autres déchets et sont séparées lors de la pré-collecte par les agents ou sur les décharges intermédiaires par les particuliers qui les collectent afin de les revendre. La recherche de la ferraille sur les décharges intermédiaires est de plus en plus accentuée à cause de son circuit de revente qui se généralise dans presque toutes les grandes agglomérations des PED.

- le second mode de gestion est directement en relation avec le mode de ramassage des déchets de G1 à la source. En effet, le sable et le gravier ont une masse volumique très élevée par rapport aux autres catégories. Leur incorporation en grande quantité dans les déchets de G1 provoque incontestablement un déséquilibre des pourcentages en défaveur des gros, des hétéroclites et des moyens. Même si les gros, les hétéroclites et moyens ont une masse non négligeable, la présence en quantité importante de sable et de graviers dans G1 ne permet pas de retrouver une répartition par taille identique dans les deux gisements.

L'origine et le mode de gestion des déchets qui rentrent dans la composition des deux gisements ont indéniablement provoqué une différence assez significative dans leur répartition granulométrique. Toutefois, cette différence est principalement corrélable au mode de gestion appliqué aux déchets car il introduit ou élimine en proportion plus ou moins importante certaines catégories selon le gisement considéré. Cette différence peut être un facteur important dans l'évolution des deux gisements au sein de leur milieu récepteur et conditionne leur aptitude à interagir avec ce milieu.

I.2. Composition par catégories des gisements

Les gros et les moyens sont triés par catégories. Les catégories utilisées sont celles définies dans le MODECOM (ADEME, 2009) mais avec quelques modifications : regroupement des papiers et des cartons, des textiles et textiles sanitaires puis des composites et déchets spéciaux tel que décrit au (II.2.2. Matériels et méthodes).

I.2.1. Gros et moyens du gisement G1

Les incombustibles non classés (INC) constitués principalement de graviers et de cailloux de taille supérieure à 20 mm, sont majoritaires dans les fractions « gros et moyens » des déchets sortant directement des ménages situés dans les quartiers à la périphérie de la ville (Gisement G1). Ils représentent à eux seuls presque 45% de la masse sèche de ces deux fractions contre 23% pour les putrescibles, 14% pour les combustibles non classés (CNC) et 10% pour les plastiques (Figure 12). La ville de Kara se trouve dans une zone semi-montagneuse et les sols sont en partie constitués de graviers et de cailloux. Mais cette forte proportion des INC dans G1 est plus imputable au mode de ramassage appliqué aux ordures ménagères sortant de ces ménages. De plus, la densité élevée des graviers et cailloux qui sont les composants majoritaires retrouvés dans ces INC, provoque un enrichissement du pourcentage massique en faveur des INC par rapport aux autres catégories moins denses.

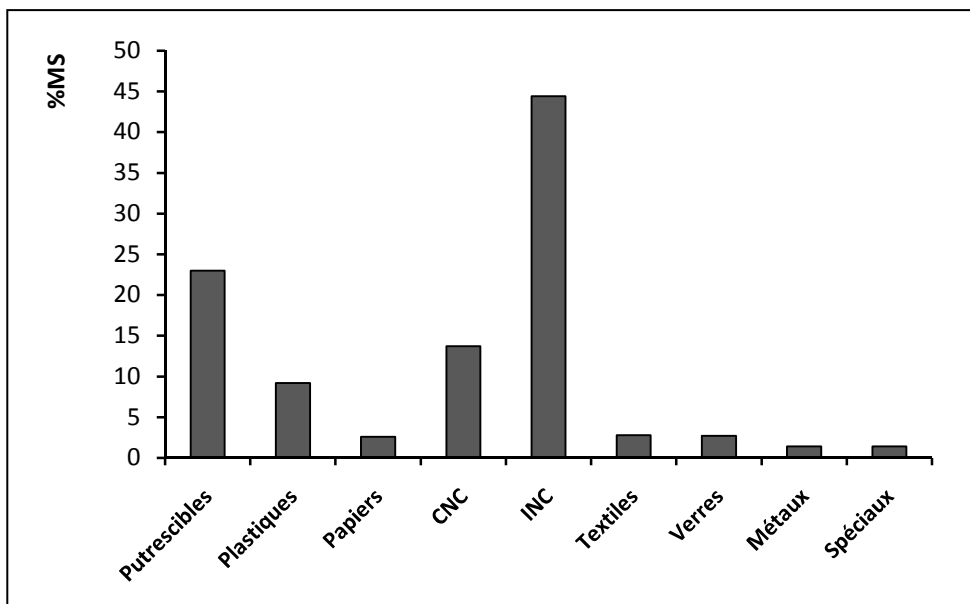


Figure 12 : Composition par catégorie des « gros et moyens » du gisement G1

Les papiers et cartons (2,7%), les textiles et textiles sanitaires (2,7% également), les verres (1,4%) et les métaux (1,4%) sont moins représentés (Figure 12). Ces faibles pourcentages confirment l'existence de diverses formes de récupération, de réutilisation et de valorisation de ces catégories. La très faible proportion des déchets spéciaux (1,4%) montre que les ménages situés dans les quartiers considérés n'utilisent pas beaucoup de produits à caractères dangereux ou les conservent.

I.2.2. Gros et moyens du gisement G2

Les putrescibles sont les catégories les plus représentatives en masse des fractions « gros et moyens » des déchets collectés dans le centre urbain car elles représentent presque 40% de la masse de ces deux catégories contre moins de 20% pour les plastiques, 15% pour les CNC et 9% pour les papiers et cartons (Figure 13). Cette répartition des catégories les plus représentatives dans ces fractions reflète bien l'origine des déchets. En effet, les déchets provenant des activités de commerce et de restauration sont susceptibles d'augmenter la part des putrescibles dans le gisement G2.

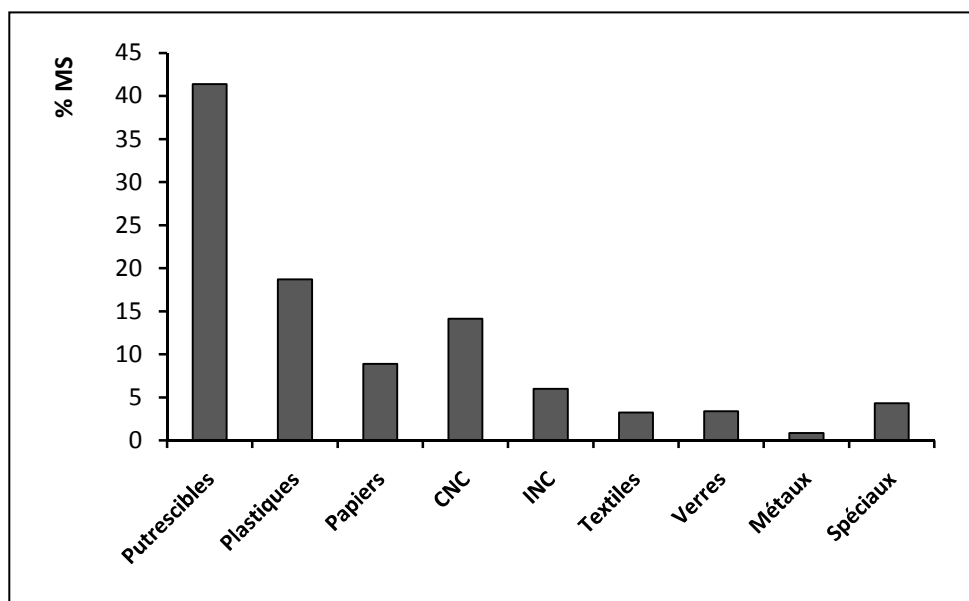


Figure 13 : Composition par catégorie des « gros et moyens » du gisement G2

Les catégories (textiles, verres et métaux) faiblement représentées dans ces deux fractions « gros et moyens » révèlent également l'existence de circuits de récupération pour diverses formes de valorisation.

I.2.3. Composition globale des deux gisements G1 et G2

Une comparaison de la composition des deux gisements G1 et G2 et de la composition d'un déchet ménager français (ADEME, MODECOM 1993), en considérant à la fois les fines, les extrafines et la répartition des catégories des « gros et moyens » des deux gisements G1 et G2 est réalisée en vue de mettre en exergue les différences fondamentales dans la composition moyenne des catégories des deux gisements en relation avec leur origine et leur mode de gestion (figure 14).

Les putrescibles du gisement G2 sont pratiquement 3 fois plus importants que ceux du gisement G1. Mais, comparés au pourcentage des putrescibles du déchet ménager français (M), on remarque que la part des putrescibles de G2 est pratiquement 2 fois plus importante. On en déduit que l'écart important observé entre les pourcentages des deux gisements G1 et G2 est lié à la valorisation en amont et en tant qu'aliment pour l'élevage domestique des restes de nourritures et des déchets verts du gisement G1 (Aloueimine et al., 2006a ; Koledzi et al., 2011). La différence entre les pourcentages des putrescibles de G2 et du déchet Français confirme que les ordures ménagères des PED sont plus riches en fractions putrescibles que celles des pays développés en l'occurrence la France.

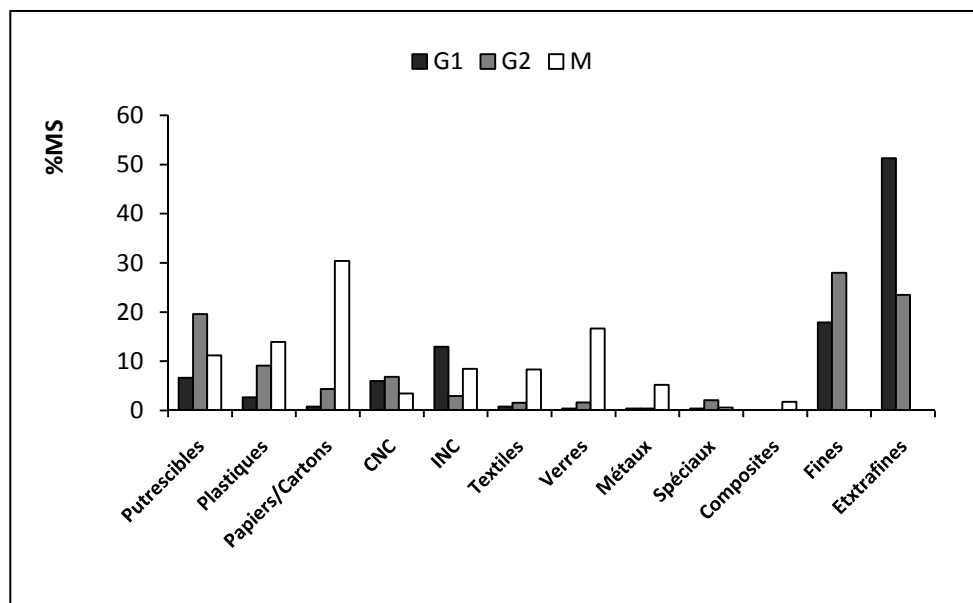


Figure 14 : Composition globale des gisements G1 et G2 et du déchet ménager français (M).

Le gisement G1 a un pourcentage des INC très élevé par rapport à celui du gisement G2, soit pratiquement 4 fois plus important. Comparés au pourcentage des INC du déchet ménager français (M), les INC du gisement G1 sont pratiquement 1,5 fois plus importants. On peut alors estimer que la forte proportion des INC dans le gisement G1 par rapport au gisement G2 est liée au mode de gestion des ordures ménagères dans les ménages situés à la périphérie de la ville de Kara, mode de gestion qui enrichit certainement les poubelles de graviers et de gravats. Les INC du déchet ménager français (M) sont pratiquement 3 fois plus importants que ceux du gisement G2. Cette différence entre les pourcentages des INC du gisement G2 et du déchet français (M) confirme que le pourcentage très élevé des INC du gisement G1 ne peut être dû qu'au mode de gestion. En effet, d'après les données de la littérature les ordures ménagères des pays développés sont en général plus riches en déchets de démolition

notamment des gravats que celles des PED ; or le gisement G1 est plus riche en INC que le déchet ménager français (M), ceci confirme que les poubelles des ménages situés à la périphérie de la ville de Kara sont enrichis en graviers à cause du mode de ramassage des ordures ménagères sortant de ces ménages.

Le déchet ménager français (M) a le pourcentage des plastiques le plus élevé, suivi du gisement G2 puis du gisement G1. Le fort pourcentage des plastiques dans le déchet ménager français est lié au mode de consommation. En effet, d'après la littérature, les habitudes de consommation dans les pays développés produisent plus de déchets plastiques que celles des PED. Les plastiques du gisement G2 sont pratiquement 3 fois plus importants que ceux du gisement G1. On peut estimer qu'il existe une forme de récupération et de réutilisation de certains objets notamment les bouteilles et les bidons en plastique dans les ménages situés à la périphérie de la ville de Kara. Les sachets plastiques sont quant à eux souvent utilisés comme combustibles pour activer la combustion du charbon de bois utilisé pour la cuisson. Cette différence confirme aussi que les activités de service, de commerce et de restauration génèrent plus de plastiques que les activités de ménages.

Les pourcentages des papiers et cartons, des textiles et textiles sanitaires, des verres et des métaux du déchet ménager français (M) sont nettement supérieurs à ceux des gisements G1 et G2. Ces différences sont liées également au mode de vie et aux habitudes de consommation dans les pays développés. Sur les catégories comme les verres et les papiers et cartons, les pourcentages du gisement G2 sont respectivement 6 fois et 4 plus importants que ceux du gisement G1 à cause certainement du mode de gestion et de l'origine différents des deux gisements. En effet, le gisement G2 composé entre autres de déchets de service et de commerce est susceptible de renfermer une proportion plus importante de verres et de papiers et cartons que le gisement G1 qui lui subit par contre un retrait de certains objets qui rentrent dans la composition de ces catégories. On peut citer en exemple l'utilisation des papiers récupérés comme papiers hygiéniques. La forte proportion des métaux dans le déchet ménagers français (M) en comparaison à celles des gisements G1 et G2, confirme l'existence d'un circuit très développé pour la récupération des métaux dans les déchets des PED.

Les gisements G1 et G2 ont pratiquement le même pourcentage de CNC (presque 6%). Il est presque 2 fois plus important que celui du déchet ménager français. Cette différence peut s'expliquer par le mode de vie à la fois semi-rural et semi-urbain des ménages à la périphérie de la ville de Kara et à l'utilisation du bois et du charbon de bois comme source de production

d'énergie. Cette pratique génère une quantité importante de petits morceaux de bois, et des restes de charbon de bois qui se retrouvent dans les poubelles.

Les déchets spéciaux sont moins représentés dans le déchet ménager français et le gisement G1 lorsqu'on les compare au gisement G2. La faible proportion des déchets spéciaux dans le déchet ménager français s'explique par un développement de la collecte sélective des déchets dangereux dans les pays développés. La différence de cette proportion sur les gisements G1 et G2 confirme l'hypothèse d'une faible utilisation ou d'une conservation des produits à caractère dangereux par les ménages considérés dans cette étude.

Les composites constitués essentiellement d'emballages complexes de carton (tétra brik) et autres emballages (sachets de café), ne sont pas triés dans les gisements G1 et G2. Ils sont mélangés aux plastiques et aux papiers et cartons car très peu représenté dans les déchets. Par contre dans le déchet ménager français (M) ces types de déchets sont un peu plus nombreux à cause des habitudes de consommation. Ils sont alors clairement identifiés lors des campagnes de caractérisation.

Le gisement G1 a le pourcentage le plus élevé des extrafines, 50% contre 28% pour G2. L'enrichissement du gisement G1 en sables et de graviers fins, explique l'énorme écart entre les pourcentages des fractions extrafines des deux gisements. L'écart entre les fractions fines (18% pour G1 et 28% pour G2), peut s'expliquer par l'appauvrissement de la fraction fine du gisement G1 à cause de l'élimination de certaines catégories comme les putrescibles qui peuvent subir rapidement une dégradation pour enrichir les fractions fines.

Il existe des différences assez significatives dans la composition physique des deux gisements. Elles démontrent l'existence d'une corrélation entre la composition physique des déchets, leur origine et le mode de gestion ou le circuit de collecte qui leur sont appliqués. La composition des deux gisements croisée avec celle du déchet type français de 2009, dont les chiffres sont donnés par la campagne réalisée par l'ADEME, révèle de nombreuses différences avec des écarts très prononcés sur les catégories comme les papiers et cartons, les plastiques, les verres, les métaux et les textiles sanitaires. Ces observations confirment incontestablement l'existence d'une grande relation entre le mode de vie des populations et la nature de leurs déchets.

Ces différences sont également des facteurs qui vont conditionner l'évolution ultérieure des deux gisements et déterminer également leur capacité à interagir avec leurs milieux

récepteurs. Par exemple le gisement G2 ayant un fort pourcentage en putrescibles peut être considéré comme celui qui aura une plus grande prédisposition à la biodégradabilité alors que G1 qui a un pourcentage très élevé de la fraction extrafine (à priori riche en minéraux) peut mobiliser une pollution de type métallique plus importante que le gisement G2. Les répartitions des différentes fractions et catégories des deux gisements sont également des facteurs qui vont contribuer à leur composition chimique notamment leurs teneurs en Matière Sèche (MS), Matière Organique (MO), Matière Minérale (MM) et en certains métaux lourds (Cu, Ni, Zn, Pb, ...).

I.3. Teneur en humidité initiale – Teneur en Matière Sèche

L'humidité initiale dans les déchets et leur teneur en Matière Sèche (MS) sont déterminées sur les putrescibles, les papiers-cartons, les textiles et les plastiques qui sont les espèces les plus organiques et les plus évolutives, puis sur les fractions fines et extrafines qui sont les fractions les plus représentatives en quantité. Les analyses sont triplées.

I.3.1. Fractions organiques

La teneur en eau des fractions organiques d'un gisement de déchet est un paramètre clé dans le processus de sa dégradation. Les valeurs de cette humidité et de la teneur en Matière Sèche (MS) sont présentées dans le tableau 23.

Les putrescibles de G1 présente une humidité initiale très faible égale à 11% lorsqu'on les compare à celles des putrescibles de G2 dont la valeur est de 67%. Cette forte différence sur les valeurs de l'humidité initiale des putrescibles des deux gisements G1 et G2 peut s'expliquer par l'effet de la saison de constitution des deux gisements (G1 est constitué en saison sèche et G2 en début de saison pluvieuse), mais aussi par la valorisation des restes de nourriture et des déchets verts en amont pour le gisement G1. Cette tendance a été retrouvée à Nouakchott où cette valorisation des putrescibles dans les ménages est très pratiquée (Aloueimine et al., 2006b). La composition des putrescibles des deux gisements G1 et G2 est donc très différente.

Tableau 23 : Valeur moyenne de l'humidité initiale et de la Matière Sèches dans les fractions organiques

Catégorie	G1		G2	
	Humidité (%)	MS (%)	Humidité (%)	MS (%)
Putrescibles	10,98 ± 0,95	89,11 ± 0,95	66,88 ± 1,36	33,12 ± 1,36
Papiers-Cartons	2,74 ± 1,01	97,26 ± 1,01	41,89 ± 2,07	58,11 ± 2,07
Textiles	1,96 ± 0,78	98,04 ± 0,78	46,45 ± 0,97	53,55 ± 0,97
Plastiques	2,52 ± 0,88	97,48 ± 0,88	16,18 ± 1,56	83,82 ± 1,56

Pour les papiers, les cartons, les sachets plastiques et les textiles, les grands écarts observés peuvent provenir de la manière dont ils sont générés au niveau des ménages. En effet, ces catégories ne sont pas souvent directement mises à la poubelle dans les ménages ; elles sont dans un premier temps jetées à même le sol et, leur temps de séjour au sol avant le ramassage par balayage contribue à la perte de leur humidité initiale car elles sont dans ces conditions exposées aux rayons du soleil qui provoque ainsi une évaporation de leur humidité initiale. La récupération en amont du gisement G1 de certains objets rentrant dans la composition de ces catégories est également une hypothèse qui peut être avancée pour expliquer ces écarts.

I.3.2. Fractions fines et extrafines

La connaissance de la teneur en eau dans les fractions de petites tailles (fines et extrafines) pour les deux gisements est importante à cause de leur forte représentativité dans les deux gisements. La teneur en eau dans ces fractions peut conditionner l'évolution des autres fractions et catégories dans le gisement global. Les valeurs trouvées sont présentées dans le tableau 24.

Les fractions fines et extrafines de G1 constituées en grande majorité de sables et de graviers présentent une humidité très faible comparée à celle observée sur les mêmes fractions de G2. Cette faible humidité sur ces fractions de G1, même si elle est en partie imputable à la saison, reste toutefois en accord avec la composition de ces fractions qui est principalement minérale.

Tableau 24: Valeurs moyennes de l'humidité initiale et de la Matière Sèche dans les fractions fines et extrafines

Fraction	G1		G2	
	Humidité	MS	Humidité	MS
Fines	5,06 ± 1,83	94,94 ± 1,83	41,36 ± 0,97	58,64 ± 0,97
Extrafines	1,45 ± 0,82	98,55 ± 0,82	27,9 4± 0,43	72,06 ± 0,43

La forte récupération en amont de certaines espèces très organiques et très humide de G1, espèces plus prédisposées à subir une dégradation rapide pour enrichir les fractions fines et extrafines, est également une hypothèse qui peut expliquer cette faible humidité observée sur ces fractions du gisement G1.

I.3.3. Humidité globale

En considérant l'humidité des fractions organiques et des fractions fines et extrafines puis leur pourcentage respectif dans chaque gisement on peut estimer l'humidité globale des gisements. Ainsi, l'humidité globale calculée pour les deux gisements G1 et G2 donne respectivement 3% et 42%. D'après la littérature l'humidité des déchets est généralement comprise entre 11 et 95%. (Asomani-Boateng et al., 1996 ; Folléa et al., 2001 ; Aloueimine et al., 2006b ; Koledzi et al., 2011). En se référant au déchet ménager français dont l'humidité globale se situe vers 36% (ADEME, 1993), on en déduit que la différence observée entre le gisement G1 et le gisement G2 est liée non seulement à leur composition mais aussi à la saison. Un autre argument qui peut être avancé pour expliquer cette différence est l'utilisation très rationnelle de l'eau au niveau des ménages situés dans les quartiers à la périphérie de la ville et ceci en raison des difficultés liées à l'accessibilité à l'eau potable dans ces quartiers surtout pendant la saison sèche au cours de laquelle le gisement G1 a été constitué.

Des écarts assez significatifs de l'humidité initiale des déchets sont observés sur toutes les fractions et catégories des deux gisements. Il est démontré que l'humidité initiale d'un déchet est un paramètre qui favorise sa dégradation et surtout sa prédisposition à la biodégradation lorsque cette humidité se situe vers 25% de sa masse totale (Yuen et al. ; 1995 Gachet, 2005) ; d'autres auteurs tels que Palmisano et Barlaz, (1996) ont toutefois prouvé que même des humidités très faibles sont suffisantes pour assurer la biodégradation des déchets en

général et plus particulièrement des catégories putrescibles. Les différences d'humidité observées donc sur les différentes fractions des deux gisements qui font l'objet de cette étude, portent à conclure que le gisement G2 devrait se dégrader rapidement alors que le gisement G1 n'est à priori pas en situation optimisée de biodégradation. Les autres paramètres qui peuvent introduire une différence de comportement sont liés à la quantité et à la qualité des matières organiques et minérales présentes dans les deux gisements.

I.4. Teneur en Matière Organique (MO) – Matière Minérale (MM)

Les teneurs en Matière Organique et Matière Minérale sont déterminées sur les putrescibles qui sont les espèces les plus organiques et les plus réactives à la biodégradation puis sur les fractions fines et extrafines qui sont les fractions les plus représentatives en quantité dans les deux gisements. Elles sont déterminées par la Perte Au Feu qui assimile la Matière Volatile (MV) à la Matière Organique. Les analyses sont triplées.

Les putrescibles des deux gisements ont des teneurs en MO très voisines, de l'ordre de 70 % (Figure 15). On en déduit que la valorisation en amont de certaines espèces des putrescibles du gisement G1 n'a pas eu un effet significatif sur sa teneur en MO, mais certainement sur la composition de cette MO.

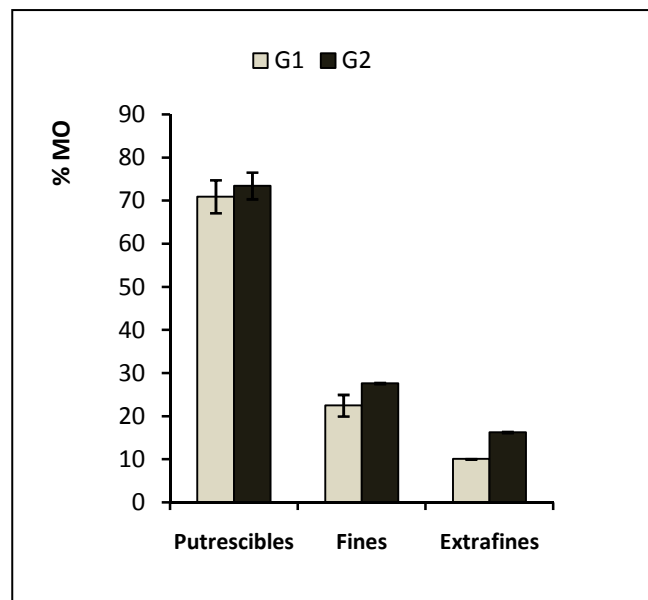


Figure 15 : Valeurs moyennes de la MO dans les putrescibles, les fines et les extrafines des deux gisements

Cette valeur élevée est caractéristique des putrescibles, composés essentiellement de substances organiques. Elle est aussi caractéristique des ordures ménagères dans les PED car la teneur en MO des fractions putrescibles des ordures ménagères dans les PED est souvent

comprise entre 60 et 70% de la Matière Sèche à cause de sa composition liée aux habitudes de consommation des populations (Folléa et al., 2001 au Burkina ; Mbulingwe et Kassenga, 2004 en Tanzanie ; Kolédzi et al., 2011 au Togo). Comparée au déchet ménager français dont la teneur en MO se situe vers 50% de la Matière Sèche (ADEME, 2009), on en déduit que cette valeur élevée de la MO dans les putrescibles des PED ne peut être liée qu'au mode de vie et aux habitudes de consommation.

Les fractions fines et extrafines des deux gisements ont des teneurs en MO très inférieures à celles des putrescibles, ce qui confirme que ces fractions sont majoritairement composées de sables et de graviers très pauvre en matière organique.

Les fractions fines et extrafines de G2 ont des teneurs en MO supérieures à celles de G1. Cet écart s'explique par la présence élevée de sables et de graviers fins dans les fractions de G1. Une autre hypothèse qui peut expliquer cet écart est la faible proportion des putrescibles dans le gisement G1 qui réduit l'enrichissement en fractions fines lors de la pré-dégradation de ces composés organiques.

I.4. Teneur en métaux (Cu, Ni, Pb, Zn)

Quatre espèces métalliques (Cu, Ni, Zn, et Pb) sont ciblées dans le cadre de cette étude en raison de leur abondance dans les ordures ménagères. Les teneurs sont déterminées uniquement sur les fractions extrafines composées essentiellement de sables plus riches en composés métalliques (Tableau 25). Le fer est aussi très abondant dans les ordures ménagères mais étant naturellement très abondant dans les sols du site de cette étude, il a été écarté.

La fraction extrafine de G2 est plus riche en éléments métalliques que celle de G1. Cette différence confirme encore une fois l'hypothèse d'une élimination en amont dans G1 de certaines espèces dont la pré-dégradation peut enrichir sa fraction extrafine en composés métalliques. Elle permet d'affirmer aussi que la présence des métaux dans les fractions extrafines n'est pas seulement d'origine pédologique mais qu'il y a une contribution assez significative des déchets.

Tableau 25 : Teneur moyenne en éléments métalliques dans les fractions extrafines des deux gisements

Métaux		Extrafines de G1	Extrafines de G2
Cu	mg/kgMS	16,50 ± (10%)	20,00 ± (10%)
Ni		36,80 ± (5%)	65,00 ± (5%)
Zn		250,0 ± (10%)	424,0 ± (10%)
Pb		750 ± (5%)	1770 ± (5%)

L'ordre suivant des quatre métaux retenus et fréquemment rencontré dans les ordures ménagère est (Pb > Zn > Ni > Cu).

Le plomb est plus abondant dans les extrafines du gisement G2, soit une teneur presque 2,5 fois plus élevée que celle des extrafines du gisement G1. Cette différence s'explique par un enrichissement plus important des fractions extrafines du gisement G2 par la pré-dégradation des putrescibles dont une partie est éliminée dans le gisement G1. La composition physique a révélé un pourcentage plus élevé des catégories papiers et cartons, plastiques et déchets spéciaux dans le gisement G2 comparé au gisement G1. Or ces catégories sont des sources du plomb dans les ordures ménagères. Ces catégories contribuent certainement à la différence des teneurs du plomb dans les deux gisements. Dans la littérature, la teneur du plomb dans les déchets ménagers frais se situe en général entre 44 et 1446 mg/kgMS (Lagier 2000 ; Hassen et al., 2001 ; Jun et al., 2007 ; Espinosa Lloréns et al., 2008). Compte tenu des valeurs retrouvées dans les deux gisements G1 et G2 un suivi particulier du comportement du plomb au cours de la dégradation des gisements peut être envisagé.

Le nickel est également plus abondant dans les extrafines du gisement G2, soit une teneur presque 2 fois plus élevée que celle des extrafines du gisement G1. L'hypothèse d'enrichissement avancée pour expliquer la différence des teneurs du plomb dans les extrafines des deux gisements explique également la différence observée sur les teneurs en nickel. Cette même hypothèse explique la différence des teneurs du zinc dans les extrafines des deux gisements. Dans la littérature, les teneurs du nickel et du zinc dans les déchets ménagers frais varieraient respectivement entre 20 et 365 mg/kgMS et entre 24,5 et 2300 mg/kgMS (Lagier 2000 ; Aina et al., 2006 ; Jun et al., 2007 ; Espinosa Lloréns et al., 2008).

Compte tenu des valeurs des teneurs de ces deux métaux dans les deux gisements G1 et G2, leur suivi au cours de la dégradation des gisements peut être également envisagé.

Dans le cas du cuivre, la teneur retrouvée dans les fractions extrafines du gisement G2 est légèrement supérieure à celle des extrafines du gisement G1. Cette légère différence peut s'expliquer par la composition physique des deux gisements. Les valeurs de la teneur du cuivre dans les déchets ménagers frais, d'après la littérature se situent entre 36 et 900 mg/kgMS (Lagier 2000 ; Jun et al., 2007 ; Espinosa Lloréns et al., 2008). Les teneurs trouvées dans les fractions extrafines des deux gisements G1 et G2 restent faibles par rapport à cette gamme. Toutefois, un suivi du comportement du cuivre dans les gisements au cours de la dégradation est nécessaire pour estimer sa capacité à être relarguée dans le lixiviat.

Les deux gisements présentent des différences assez significatives dans leur composition physique. Ces différences sont dues à leur origine et au mode de gestion qui leur est appliqué. Il existe également une différence assez prononcée sur l'humidité initiale, liée en partie à la saison de constitution des deux gisements. Ces différences d'ordre physique n'ont pas modifié de façon remarquable la quantité de la Matière Organique dans les fractions les plus représentatives et dans les espèces les plus prédisposées à la biodégradation. Les deux gisements ont aussi des teneurs en Cu, Ni, Zn et Pb relativement différentes à cause également du mode de gestion.

L'ensemble des données obtenues sur ces deux gisements permet d'avoir une première approximation sur le flux par le calcul du ratio de production par habitant et par jour et la qualité des résidus solides de la ville de Kara car auparavant aucune étude n'a été réalisée sur les déchets de cette ville. Ces données constituent aussi une base de référence pour évaluer le flux de pollution que les résidus solides de la ville de Kara peuvent générer et plus particulièrement pour prédire les interactions avec les milieux récepteurs, en l'occurrence la rivière Kara qui reçoit une part importante de ces résidus solides.

Les écarts observés sur l'ensemble des paramètres caractéristiques de la phase solide des gisements de déchets, même s'ils sont assez prononcés, ne permettent pas, pris isolément, de mieux connaître ou de prédire le comportement de ces gisements par rapport à leur évolution ultérieure dans leurs milieux récepteurs. Des tests sont donc à effectuer sur ces gisements pour accéder à des informations complémentaires, et utilisées comme outils pour mieux apprécier le comportement des déchets.

II. Évaluation de la prédisposition des deux gisements à la biodégradation

Tout résidu solide, abandonné indifféremment dans la nature ou mis dans un centre d'élimination des déchets, est appelé à évoluer et à mobiliser une pollution par un processus de dégradation physique, chimique et biologique. Pour les résidus solides riches en Matière Organique, la biodégradation est le processus d'évolution prédominant. La part de la Matière Organique des gisements faisant l'objet de cette étude étant assez élevée, une évaluation de leur prédisposition à la biodégradabilité a donc été réalisée par l'application d'un test de lixiviation.

II.1. Suivi de l'activité biologique au cours du test : Evolution du ciel gazeux (CO₂ et O₂)

Le suivi de la composition du ciel gazeux des flacons au cours des tests de lixiviation permet d'évaluer la reprise de l'activité biologique dans les déchets testés. Elle permet également de définir si la Matière Organique hydrosoluble mobilisable est aussi biodégradable. La biodégradation des composés organiques provoque une consommation d'oxygène et une augmentation de la teneur en dioxyde de carbone qui traduit une activité biologique de type aérobie convertissant l'oxygène présent dans le ciel gazeux et la Matière Organique biodégradable en CO₂.

Sur les putrescibles des deux gisements, on note une évolution très significative de la composition du ciel gazeux. Le taux de CO₂ augmente entre 48 et 72 heures et celui d'O₂ diminue entre 24 et 72 heures montrant une reprise de l'activité biologique (Figure 16). L'intensité de cette activité biologique varie d'une fraction à une autre (Tableau 26), car l'augmentation du CO₂ lors des essais réalisés avec les fractions putrescibles (teneur moyenne de 80 % en fin de test) est largement supérieure à celle des fractions fines et extrafines (teneur moyenne de 10 % en fin de test). La consommation d'oxygène est telle que sa proportion dans le ciel gazeux tend vers la valeur zéro après 120 heures de test. Dans cette expérimentation, l'oxygène est certainement devenu un facteur limitant dès le 4^{ème} jour. Cependant, les valeurs mesurées à 48h permettent de classer l'activité biologique des déchets selon la même logique que les résultats obtenus avec le CO₂. Ainsi, l'exploitation des courbes permet d'évaluer la cinétique de consommation d'oxygène et montre que la vitesse de consommation d'O₂ respecte l'ordre suivant : putrescibles > fines > extrafines.

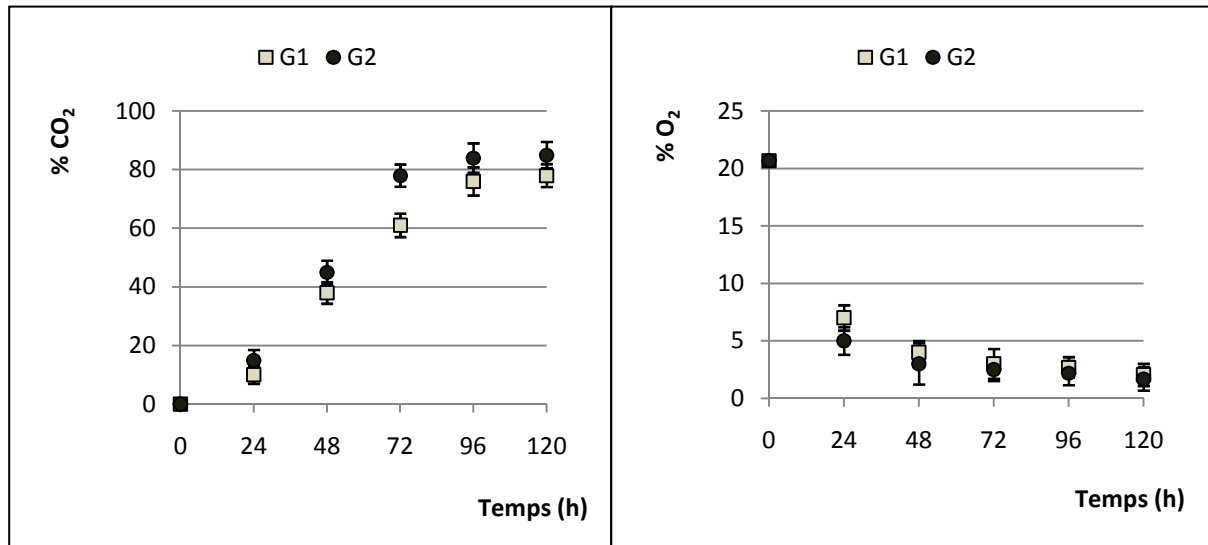


Figure 16 : Evolution du ciel gazeux (CO_2 et O_2) au cours du test de lixiviation des fractions putrescibles

Ces résultats sont d'ailleurs en parfaite corrélation avec les teneurs en Matière Organique des différentes fractions et catégories car l'intensité de l'activité biologique est fonction de la quantité et de la qualité de la Matière Organique du déchet en évolution. Ils confirment également que les putrescibles sont les fractions les plus organiques et plus réactives à la biodégradation, suivis des fines puis des extrafines.

Tableau 26 : Composition moyenne (CO_2 et O_2) du ciel gazeux des flacons après 120 heures de lixiviation

	PuG1	PuG2	FiG1	FiG2	ExG1	ExG2
CO₂ (%)	80	83	9	12	8	10
O₂ (%)	2,1	1,7	5	2	4	3

D'après Berthe et al. (2006) puis Parodi et al. (2010), un déchet en état de dégradation avancée présente une activité biologique faible au cours des tests de lixiviation. Dans le cas des gisements G1 et G2 l'activité biologique reste très élevée sur toutes les fractions et catégories confirmant ainsi l'état frais des déchets constituant ces deux gisements.

II.2. Prédiction de production de biogaz

La somme des pourcentages en masse sèche des fractions fines, extrafines et putrescibles de chacun des gisements G1 et G2 représente respectivement 75,8% et 71,1% de la masse sèche totale du gisement. On peut alors prédire la production de biogaz des gisements en considérant le pourcentage en masse sèche, les pourcentages de CO₂ et le volume cumulé de biogaz de chacune de ces trois fractions pour calculer les quantités de biogaz de chaque gisement (Tableau 27). Le pourcentage de CO₂ estimé pour le gisement G2 est 2 fois plus élevé que celui estimé pour le gisement G1. Ces estimations montrent que le gisement G2 mobilise rapidement plus de composés organiques que le gisement G1 qui est constitué d'une quantité de Matière Organique moins importante donc d'une réactivité biologique plus faible.

Tableau 27 : Valeurs estimatives des quantités de biogaz après 120 h de lixiviation des deux gisements G1 et G2

Gisement	CO₂ (%)	Biogaz cumulé (mL/kgMS)
G1	11 ± 0,05	28,8 ± 0,2
G2	22 ± 0,05	13,5 ± 0,2

Le volume de biogaz cumulé montre quant à lui que la Matière Organique du gisement G1 a évolué de telle sorte que sa biodégradation produit plus de biogaz que celle du gisement G2. Les mêmes expérimentations réalisées par Parodi et al., (2010) sur un déchet ménager type français ont donné des valeurs de 12% de CO₂ et 47,2 mL/kgMS de biogaz cumulé. En comparant ces valeurs à celles des deux gisements G1 et G2, on peut estimer que le gisement G1 semble avoir une réactivité proche de celle du déchet ménager type français alors que le gisement G2 qui est constitué de déchets dans un état plus frais devrait avoir une phase de réactivité différente.

II.3. Composition des jus issus du test de lixiviation des déchets

Plusieurs paramètres sont mesurés sur les jus issus des essais de lixiviation après 24 et 120 heures, pour mettre en évidence l'évolution des différentes fractions et catégories des deux gisements. En effet, le suivi de l'évolution de la matière hydrosoluble disponible et mobilisable dans une solution non saturée, à l'aide de différents paramètres, permet

d'appréhender l'évolution des réactions chimiques et biologiques d'un déchet. Les paramètres utilisés sont ceux qui donnent un accès aux comportements de la Matière Organique et de la Matière Minérale.

II.3.1. pH et conductivité

Après 24 heures de test, à l'exception de la fraction extrafine de G1, toutes les fractions donnent une valeur de pH qui se situe autour de 7 ou 8. La valeur du pH égale à 10 de la solution issue de la fraction ExG1 est certainement due à la présence de cendre dans cette fraction. En effet, l'usage intensif du charbon de bois ou du bois de chauffe dans les ménages produits de la cendre qui est mise dans les poubelles. La conductivité a augmenté de façon significative en 24 et 120 heures de test pour toutes les fractions (Tableau 28). Cette augmentation confirme que les ions sont mobilisés en solution à la fois par des phénomènes de lessivage (24h) et de lixiviation (120h).

Tableau 28 : Valeurs de pH et de conductivité des jus issus des essais de lixiviation après 24 et 120 heures

Fraction	pH $\pm 0,1$		χ (ms/cm) $\pm 0,05$	
	24 heures	120 heures	24 heures	120 heures
PuG1	6,6	6,5	5,52	8,15
PuG2	6,9	6,0	5,24	6,92
FiG1	7,8	6,7	0,74	1,04
FiG2	7,5	6,6	2,11	2,90
ExG1	10	7,1	1,45	2,49
ExG2	7,7	7,0	2,09	3,00

Après 120 heures de lixiviation les putrescibles des deux gisements se révèlent être les fractions ayant eu le plus d'impact sur l'évolution du pH. En effet, les jus issus des essais sur ces fractions ont les plus faibles valeurs de pH (6,0 – 6,5) et s'accompagnent des valeurs les plus élevées de la conductivité (5,5 – 8,2 ms/cm). Elles sont suivies des fines puis des extrafines lorsqu'on considère la chute du pH, mais des extrafines puis des fines lorsqu'on

considère l'augmentation de la conductivité. L'inversion de cet ordre au niveau des fines et extrafines est probablement liée à la composition des fractions extrafines car la caractérisation physique a montré qu'elles sont essentiellement minérales et donc pouvant mobiliser plus de composés chargés que les fines. Les valeurs du pH sont par contre en parfaite corrélation avec la teneur en MO des différentes fractions (Figure 17) et très certainement en corrélation avec la quantité d'AGV libérés.

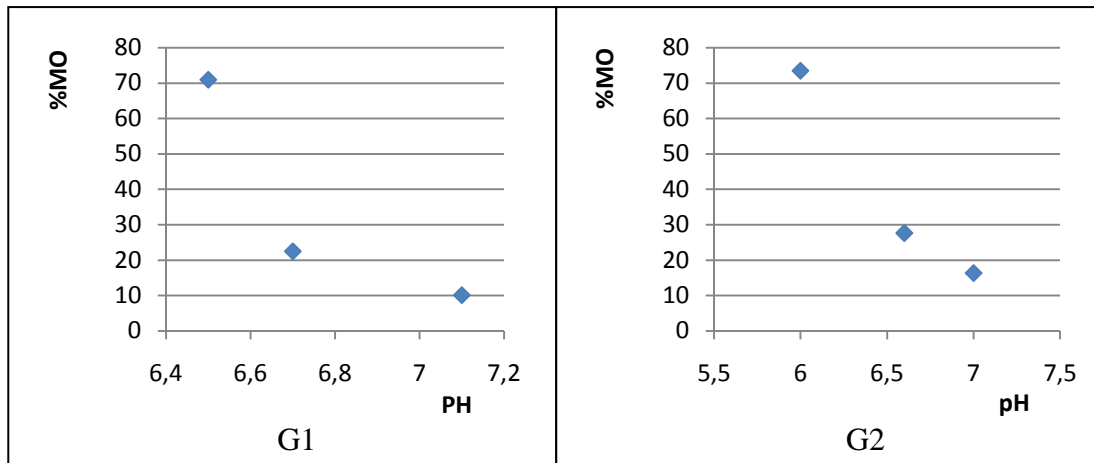


Figure 17 : variations du pH de la solution en fonction de la teneur en MO des différentes fractions après 120h de lixiviation

L'acidification progressive de la solution va favoriser la solubilisation des ions et s'accompagner d'une augmentation de conductivité. Dans tous les cas après 120 heures de lixiviation le comportement observé est la mise en place progressive d'un milieu de plus en plus acide ($6 \leq \text{pH} \leq 7$) indiquant un processus de biodégradation en phase légèrement acide (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Les écarts de pH et de conductivité observés sur les fractions sont tels qu'ils ne permettent pas d'affirmer avec certitude une différence de comportement à la biodégradation des deux gisements. L'utilisation d'autres paramètres plus caractéristiques de l'état de la matière organique mobilisée lors des essais est nécessaire pour mieux différencier le comportement des deux gisements.

II.3.2. Matière Organique

L'état de la Matière Organique présente dans les jus issus des essais de lixiviation reflète mieux le niveau de dégradation ou de stabilité des déchets. Dans le cadre de cette étude cet état est appréhendé par les teneurs en AGV, DCO, COD puis par l'absorbance UV à 254 nm et par l'indice SUVA.

II.3.2.1. Concentration en AGV

Le suivi de l'évolution de la concentration en AGV permet d'évaluer les premières phases de dégradation d'un déchet. Une forte concentration en AGV est synonyme de la présence de composés organiques très biodégradables, hydrophobes, de poids moléculaire faible. Sur toutes les fractions on note une évolution très significative de la concentration en AGV entre 24 et 120 heures signifiant que ces molécules sont lentement mobilisées dans la solution à la fois par lessivage et lixiviation du déchet. Les courbes de variation d'AGV libérés par les différentes fractions de chacun des gisements en fonction du pourcentage d'O₂ consommé après 120h de test (Figures 18), montrent que ce sont bien les fractions qui libèrent plus d'AGV qui consomment plus d'oxygène et donc qui produisent plus de CO₂.

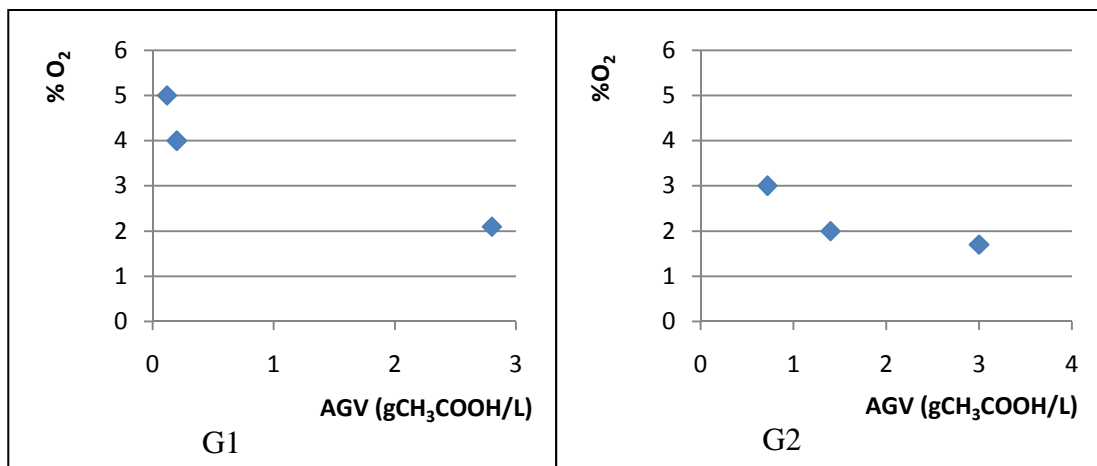


Figure 18 : Pourcentage d'O₂ résiduel dans les flacons en fonction d'AGV libérés après 120h de lixiviation sur les différentes fractions

Une mobilisation très importante d'AGV dès les premières heures de lessivage est caractéristique de la mise en place de l'hydrolyse d'un déchet frais et s'accompagne d'une activité biologique ayant pour conséquence une consommation importante d'O₂. La différence de concentration en AGV pour les gisements G1 et G2 après 24 heures est en parfaite corrélation avec les valeurs du pH qui sont plus faibles sur les fractions de G2 que celles de G1 (Figure 17). En effet, d'après Forster et al., 1993, l'acidification observée dans les premières phases de dégradation d'un déchet est essentiellement due à une oxydation incomplète de la Matière Organique, qui produit alors des AGV lorsque le milieu s'appauvrit en oxygène. En considérant les quantités d'AGV mobilisés après 120 heures, on constate que les fractions fines et extrafines de G2 en libèrent plus que celles de G1 (soit 3,5 et 4 fois plus)

témoignant de la présence au sein des fines et des extrafines de G2 de composés organiques frais.

L'exploitation des concentrations en AGV couplées à la valeur du pH des solutions et aux pourcentages de consommation d'O₂, a permis de dégager entre les deux gisements G1 et G2 une première différence de comportement à la biodégradation. En effet, Les variations et les quantités d'AGV libérés, telles qu'observées sur les différentes fractions, montrent que le gisement G2 qui est dans un état un peu plus frais présentera une première phase de dégradation (hydrolyse + acidogénèse) plus longue que le gisement G1 dont une partie des putrescibles a déjà évolué en amont de la collecte.

II.3.2.2. Evolution de la DCO et du COD

La DCO et le COD sont les paramètres les plus utilisés pour l'évaluation globale de la charge organique. Leurs quantités et leurs variations traduisent aussi l'état de dégradation du déchet. Sur toutes les fractions et catégories des deux gisements, une quantité importante de composés organiques est mobilisée pendant les premières 24 heures de lixiviation même si sur les putrescibles, on observe une évolution très significative après 120 heures de lixiviation (Tableau 29). D'après Parodi et al., (2010) cette forte mobilisation de composés organiques est caractéristique d'un gisement de déchets frais. Elle est en corrélation avec la forte consommation d'oxygène observée dans les premières 48 heures du test. En effet, l'activité aérobie est très intense au début du test et se traduit par une demande importante de la biomasse qui convertit le COD et l'O₂ en CO₂. La cinétique de mobilisation de la Matière Organique est telle qu'il se produit très rapidement une accumulation des composés organiques dans la solution. L'évolution observée sur les putrescibles, quant à elle, confirme qu'ils contiennent des composés organiques présentant des structures différentes de celles présentes dans les fractions fines et extrafines. On peut donc en déduire que pris isolément, les putrescibles devront avoir des phases de dégradation différentes et probablement plus longues.

Dans tous les cas, que ce soit après 24 ou 120 heures de lixiviation, les fractions et catégories de G2 ont mobilisés davantage de composés organiques confirmant une fois de plus que globalement G2 est un déchet plus biodégradable et devra développer des phases de biodégradation légèrement différentes et probablement plus longues.

Tableau 29 : Valeurs de la DCO du COD et du rapport DCO/COD après 24 et 120 heures de lixiviation

Catégorie/ Fraction	DCO (gO ₂ /kgMS)		COD (gC/kgMS)		DCO/COD (gO ₂ /gC)	
	24 h	120 h	24 h	120 h	24 h	120 h
PuG1	44,2 ± 0,3	88,4 ± 0,2	21,4 ± 2,2	30,5 ± 1,7	2,1	2,9
PuG2	51,3 ± 0,2	108,9 ± 1,2	27,6 ± 1,3	35,3 ± 2,3	2,0	3,1
FiG1	4,1 ± 0,1	5,2 ± 0,1	1,4 ± 0,4	1,7 ± 0,1	2,9	3,0
FiG2	10,0 ± 0,3	12,9 ± 0,2	3,7 ± 0,7	4,2 ± 0,2	2,7	3,1
ExG1	8,1 ± 0,4	7,2 ± 0,3	3,3 ± 0,2	2,2 ± 0,4	2,5	3,3
ExG2	13,4 ± 0,1	17,5 ± 0,2	5,0 ± 0,6	5,9 ± 0,3	2,7	3,0

Le rapport DCO/COD est resté pratiquement constant et se situe aux environs de 2,5 gO₂/gC après 24 heures et 3,0 gO₂/gC après 120 heures pour toutes les fractions et catégories des deux gisements. D'après Chian et DeWalle, (1976), un rapport DCO/COD compris entre 2,8 et 4 est caractéristique d'un lixiviat dit « jeune ». On n'en déduit donc que les jus obtenus après 120 heures de lixiviation correspondent bien à des lixiviats « jeunes » donc à des déchets frais. Ce rapport étant pratiquement le même pour tous les essais, son exploitation ne permet pas de différencier les deux gisements mais simplement de confirmer qu'au bout de 120 heures de test, la Matière Organique mobilisée correspond à une matière organique fraîche très peu biodégradée.

L'exploitation directe des quantités de COD et de DCO mise en jeu par les fractions et catégories a permis de conclure que le gisement G2 semble contenir une Matière Organique plus réactive que celle du gisement G1. Le déchet G1 a certainement débuté sa biodégradation en amont de la collecte. L'analyse complémentaire des données associées à une meilleure caractérisation de la Matière Organique devra servir à la mise en place d'indicateurs plus pertinents, dont l'exploitation pourra permettre de mieux connaître le comportement des deux gisements à la biodégradation.

II.3.2.3. Ratio COD/MO

Le ratio COD/MO (COD du lixiviat et MO du déchet solide) exprime la capacité d'un déchet à mobiliser au cours du test des composés organiques hydrosolubles. Ce ratio se calcule en considérant la masse de carbone organique dissous mobilisée dans un kilogramme de déchet sec et la masse de matière organique dans un kilogramme du même déchet sec. Entre deux déchets donnés celui dont le ratio est le plus élevé contient alors plus de la matière organique très hydrosoluble et fortement mobilisable.

Après 120 heures de lixiviation, ce ratio est de $44 \pm 2,3 \text{ gC/kgMO}$ pour les putrescibles de G1 et $49 \pm 1,3 \text{ gC/kgMO}$ pour ceux de G2. Ces ratios sont supérieurs à ceux calculés sur les fractions fines et extrafines (respectivement 7 gC/kgMO et 23 gC/kgMO pour les fines et les extrafines du gisement G1 et 16 gC/kgMO et 37 gC/kgMO pour celles du gisement G2). Les putrescibles sont donc les fractions qui contiennent la part la plus importante des composés organiques hydrosolubles des deux gisements. L'écart entre les ratios calculés sur les putrescibles, montre que les deux déchets semblent avoir à peu près les mêmes capacités à mobiliser leur matière organique et ceci sur le court terme.

Le ratio COD/MO calculé sur les fines, montre que les fines du gisement G2 mobilisent deux fois plus de composés organiques hydrosolubles par rapport à celles de G1, (soit $16 \pm 0,9 \text{ gC/kgMO}$ pour les fines de G2 et $7 \pm 1,2 \text{ gC/kgMO}$ pour celles de G1). De même, les fractions extrafines de G2 libèrent plus de composés organiques hydrosolubles que celles de G1 (soit respectivement $37 \pm 2,7 \text{ gC/kgMO}$ et $23 \pm 1,8 \text{ gC/kgMO}$). Pris séparément, les fractions fines et extrafines des deux gisements devront avoir des comportements assez différents dans leur processus de biodégradation. Les fractions de G2 pourront développer des phases de dégradation plus lentes que celles de G1.

Le ratio, calculé à l'échelle des gisements, en utilisant les pourcentages des différentes fractions (putrescibles, fines, extrafines qui représentent respectivement en masse sèche 75,81% du gisement G1 et 71,10% du gisement G2) donne $16,1 \pm 1,7 \text{ gC/kgMO}$ pour le gisement G1 et $22,6 \pm 1,8 \text{ gC/kgMO}$ pour le gisement G2. Comparé à G1, le gisement G2 contient donc plus de composés organiques hydrosolubles et facilement mobilisables. L'impact de la modification en amont d'une partie de la Matière Organique du gisement G1 est donc mis en évidence par le ratio COD/MO. Il permet d'affirmer que les deux gisements auront certainement des phases de biodégradation différentes.

II.3.2.4. Ratio AGV/COD

L'aptitude d'assimilation, par la flore microbienne, des composés organiques hydrosolubles à caractère acide mobilisés au cours des essais de lixiviation, est traduite par la valeur du ratio AGV/COD. Ce ratio est calculé en considérant la masse de carbone correspondant à la concentration des AGV et la masse de carbone organique dissous. Entre deux déchets, celui dont le ratio AGV/COD est le plus élevé est celui qui libère rapidement de la matière organique hydrosoluble facilement assimilable. La reprise de l'activité biologique sur ce déchet devra alors s'accompagner d'une consommation d'O₂ et d'une production de CO₂ plus importantes.

Le ratio calculé sur les solutions obtenues après 120 heures de test de lixiviation (Figure 19) montre que les fractions fines et extrafines de G2 sont celles qui libèrent le plus, et ceci pratiquement dans les mêmes ordres de grandeur, les composés organiques hydrosolubles à caractère acide (comme les AGV), les plus facilement assimilables par la flore microbienne. Ce résultat est en parfaite corrélation avec les quantités de CO₂ produites en fin de test (tableau 26) à la fois pour G2 et G1 (12% pour FiG2 contre 9% pour FiG1 puis 10% pour ExG2 contre 8% pour ExG1). Les putrescibles des deux gisements produisent des composés qui semblent avoir une composition similaire. Ce résultat est confirmé par l'intensité de l'activité biologique identique sur ces deux fractions (soit en moyenne 80% de CO₂ dans le ciel gazeux des flacons en fin de test).

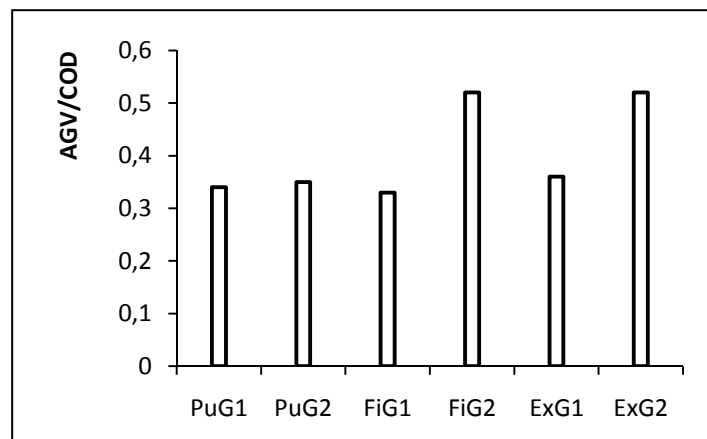


Figure 19: Valeur du ratio AGV/COD calculé sur les différentes fractions après 120 heures de lixiviation

Le ratio ramené à l'échelle des gisements donne 0,27 pour G1 et 0,33 pour G2. Comparé à G1, le gisement G2 libère en condition accélérée, des composés organiques plus facilement assimilables par la flore microbienne. Ce résultat est en parfait accord avec la production de

CO₂ estimée sur les deux gisements (11% pour G1 contre 22% pour G2). D'après les travaux de Parodi et al., (2010) ce ratio est de 0,12 pour un déchet frais type français. Plusieurs travaux ont montré que les résidus solides des PED sont plus riches en MO que ceux des pays développés. On peut conclure que la différence observée sur les deux gisements par l'exploitation du ratio AGV/COD, ne peut être liée qu'à la composition des gisements qui elle-même est en corrélation avec le mode de gestion appliqué aux déchets et aux habitudes de consommation des populations.

II.3.2.5. Indice SUVA

L'absorbance spécifique ou indice SUVA, qui correspond au rapport de l'absorbance UV à 254 nm par la teneur en Carbone Organique Dissous (COD), est caractéristique de l'aromaticité et du caractère hydrophobe des composés organiques présents dans un lixiviat. Un SUVA élevé signifie que les composés organiques sont fortement aromatiques et de ce fait correspondent à des structures organiques complexes difficilement biodégradables. La durée du test appliqué (120 heures) ne permet pas de simuler des jus correspondant à des lixiviats dits « âgés ». Ainsi, après 120 heures de lixiviation, le SUVA calculé sur les putrescibles de G1 et de G2 donne respectivement $9,3 \pm 0,7$ et $4 \pm 0,1$ L/cm/gC. Ces valeurs inférieures à 10 L/cm/gC traduisent effectivement un lixiviat dit « jeune » et un état de faible humification de la Matière Organique (Berthe et al., 2008). La Matière Organique présente dans les jus de lixiviation à ce stade de dégradation, est composée de substances organiques peu humifiées et majoritairement hydrophiles riches en AGV. Toutefois, l'écart d'environ 5 L/cm/gC entre les valeurs du SUVA, montre que les putrescibles de G1 sont dans un état de dégradation légèrement plus avancé que celles de G2.

Les SUVA sur les fractions fines et extrafines des deux gisements sont $18,9 \pm 1,1$; $4,2 \pm 0,4$; $10,2 \pm 0,3$ et $3,1 \pm 0,1$ L/cm/gC respectivement pour les FiG1 et FiG2, ExG1 et ExG2. Les fractions fines et extrafines de G1 présentent des SUVA nettement supérieurs à celles de G2. Ces valeurs sont en accord avec les évolutions des autres paramètres puisqu'ils traduisent un état de dégradation plus avancé pour les fractions fines et extrafines de G1 dont les valeurs de l'indice SUVA correspondent à des composés organiques plus aromatiques et moins biodégradables. (François et al., 2006).

L'exploitation des ratios COD/MO, AGV/COD et l'indice SUVA a permis de révéler quelques différences entre les gisements G1 et G2, plus particulièrement leur prédisposition à la biodégradation. Mais une analyse plus approfondie par fractionnement de la MO extraite

devra permettre une meilleure connaissance des processus de biodégradation qui peuvent se dérouler dans les deux gisements.

II.3.2.6. Caractérisation de la matière organique extraite

Le fractionnement de la MO, selon son caractère hydrophobe et selon son poids moléculaire apparent est un outil qui permet d'accéder à des propriétés particulières de la Matière Organique extraite du déchet par lessivage. La distribution de la MO en différents composés organiques répondant à ces propriétés permet d'estimer la potentialité du gisement de déchets à se biodégrader.

II.3.2.6.1. Fractionnement selon le caractère hydrophobe

Les jus obtenus après 24 et 120 heures d'essai correspondent à des lixiviats très « jeunes ». D'après Parodi et al., (2010), sur de tels lixiviats, les fractions qui traduisent mieux la prédisposition des déchets à la biodégradation sont les substances de type hydrophile (HPI*) et les acides de type humique (AH*). Les composés nommés AH* et mobilisés dans les premières phases de transformation d'un déchet frais sont en réalité des molécules de types carbohydrates et polysaccharides qui répondent au protocole de fractionnement comme des AH*.

Sur toutes les fractions des deux gisements, les HPI* sont apparus comme les substances hydrosolubles facilement mobilisées, car après 24 et 120 heures de lixiviation, leur pourcentage reste le plus élevé (en moyenne 35 à 60%). Ce fort pourcentage des HPI*, est en accord avec la forte concentration en AGV et leur capacité d'assimilation par les microorganismes. Les HPI* sont des substances fortement biodégradables, mais leur accumulation en début du test (après 24 ou 48 heures) est liée à une faible quantité et à une moindre diversité de la flore microbienne présente dans la solution. Ceci est corréléable à la faible intensité de la reprise de l'activité biologique observée au début des tests (CO₂ compris entre 1 et 40% en fonction des fractions).

*** Comportement des fractions putrescibles**

Après 24 heures de test, la proportion d'HPI* est d'environ 40% (0,93 gC/L) pour les fractions putrescibles du gisement G1 contre environ 60% (1,8 gC/L) pour celles du gisement G2 (Figure 20). Ces données sont en accord avec les quantités d'AGV mobilisées au sein de la solution et les ratios AGV/HPI* calculés pour les solutions des deux fractions ($0,46 \pm 0,05$

pour les putrescibles de G1 et $0,40 \pm 0,05$ pour celles de G2) sont sensiblement les mêmes. Ils signifient qu'il n'y a pas de véritable différence dans la proportion d'AGV au sein des composés biodégradables HPI* après 24 heures de lessivage. Les pourcentages d'HPI* ont diminué entre 24 et 120 heures pour atteindre respectivement 34% (1,62 gC/L) pour les putrescibles de G1 et 50% (2,30 gC/L) pour ceux de G2 (Figure III.11). Cette diminution s'est accompagnée d'une augmentation du pourcentage des acides de type humiques (AH*). Elle laisse supposer une conversion des HPI* en composés plus hydrophobes. Les ratios AGV/HPI* après 120 heures sont égaux à $0,70 \pm 0,05$ pour les putrescibles de G1 et $0,55 \pm 0,05$ pour G2 et témoignent d'un enrichissement en AGV au sein de la fraction HPI*. Cette fraction s'est donc enrichie en composés biodégradables qui doivent favoriser une activité biologique en accord avec les mesures de CO_2 et d' O_2 au cours des tests de lixiviation. On pourrait aussi envisager qu'une partie des AGV soit venue enrichir les fractions TPH* dont leur proportion a augmenté entre 24 et 120 heures.

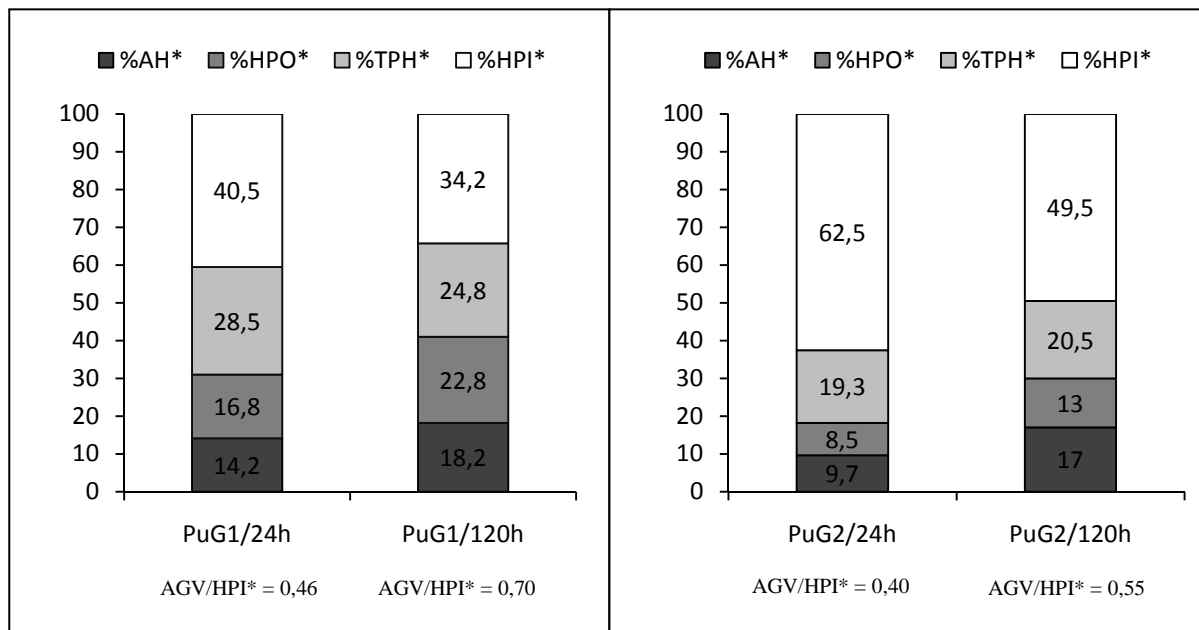


Figure 20 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation des fractions putrescibles

Les ratios AGV/HPI* après 120 heures de test, semblent indiquer une libération plus rapide de composés biodégradables dans les putrescibles du gisement G1 et confirment que les putrescibles de G2 devraient avoir sur le long terme un processus de dégradation plus lent que ceux de G1.

*** Comportement des fractions fines**

Les quantités d'HPI* mobilisées dans la solution des fractions fines après 120 heures sont respectivement 44% (0,07 gC/L) et 63% (0,30 gC/L) pour G1 et G2 (Figure 21). Ces quantités sont plus faibles que celles observées pour les putrescibles même si en proportion les ordres de grandeurs restent identiques. Elles confirment que ces fractions seront moins réactives à la biodégradation, ce qui se traduit par une faible production de CO₂ lors du test de lixiviation.

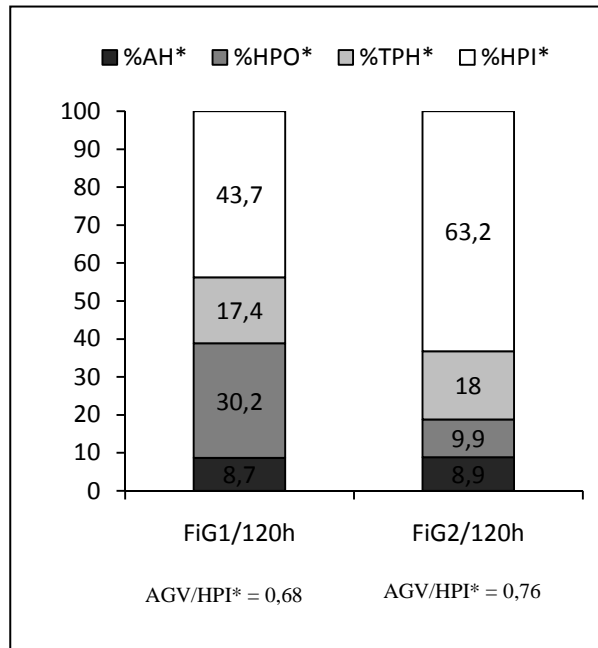


Figure 21 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation en 120 heures des fractions fines

Ces quantités d'HPI* mobilisées sont également en accord avec les AGV mobilisés au sein de la solution (50 mgC/L pour FiG1 et 220 mgC/L pour FiG2) et les ratios AGV/HPI* égaux à $0,68 \pm 0,05$ pour FiG1 et $0,76 \pm 0,05$ pour FiG2 montrent que les fractions fines des deux gisements auront une réactivité similaire qui est confirmée par une évolution du CO₂ pratiquement identique lors des tests de lixiviation.

*** Comportement des fractions extrafines**

Après 120 heures de test, les quantités d'HPI* mobilisées dans la solution des fractions extrafines sont respectivement 0,11 gC/L (50%) et 0,35 gC/L (59%) pour ExG1 et ExG2 (Figure 22). Ces quantités sont plus faibles que celles observées pour les putrescibles même si en proportion les ordres de grandeurs restent identiques. Elles confirment, comme dans le cas

des fractions fines que les fractions extrafines seront moins réactives à la biodégradation. Elles sont en accord avec une faible production de CO₂ lors du test de lixiviation.

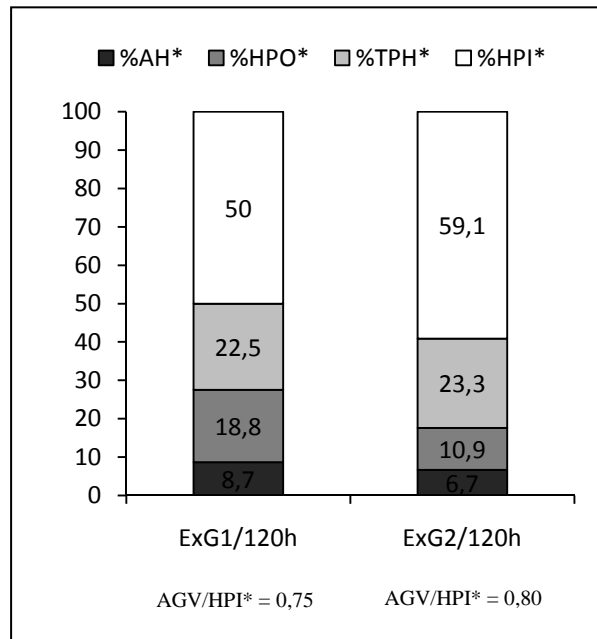


Figure 22 : Répartition selon le caractère hydrophobe de la MO et évolution du ratio AGV/HPI* dans les solutions issues du test de lixiviation en 120 heures des fractions extrafines. Les quantités d'HPI* mobilisées sont également en accord avec les quantités d'AGV mobilisés dans les solutions (81 mgC/L pour les ExG1 et 290 mgC/L pour les ExG2) et les ratios AGV/HPI* des fractions ExG1 et ExG2 respectivement égaux à $0,75 \pm 0,05$ et $0,80 \pm 0,05$ presque identiques montrent que ces fractions auront aussi une réactivité similaire confirmée par l'évolution du CO₂ pratiquement identique lors des tests de lixiviation.

II.3.2.6.2. Fractionnement selon le Poids Moléculaire Apparent

Le fractionnement de la MO selon le Poids Moléculaire Apparent (PMA) est utilisé pour confirmer les résultats du fractionnement en fonction du caractère hydrophobe. D'après Artiola-Fortuny et Fuller, 1982 ; Calace et Petronio, 1997, le fractionnement selon le PMA est corrélable à la distribution des Substances de Type Humiques (SH*) dans les lixiviats des déchets. Plusieurs études ont montré également que le PMA de la MO des lixiviats augmente avec l'âge des déchets (Frimmel & Weis 1991; Kang *et al.*, 2002). Le test appliqué dans le cadre de cette étude génère des jus correspondant à des lixiviats très jeunes. On peut donc s'attendre à une présence importante de composés à PMA faible tels que les AGV, mais le rapport L/S et le type d'agitation appliquée pour ce test sont favorables à une mobilisation de

la matière organique hydrosoluble indépendamment de la taille des molécules comme on a pu l'observer lors du fractionnement selon le caractère hydrophobe (forte proportion de composés de type SH* dans les jus de lixiviation). Les résultats du fractionnement sont rapportés au COD exprimés en mgC/L et sont comparés aux quantités totales d'AGV exprimées en mgC/L (masse de carbone correspondant à la concentration en AGV exprimée par rapport à la masse d'acide acétique CH₃COOH)

*** Comportement des fractions putrescibles**

Après 24 heures de test, les proportions des composés de PMA compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa sont respectivement égales à 32% et 20% du COD total de la solution des fractions putrescibles du gisement G1 puis 28% et 20% du COD total de la solution des fractions putrescibles du gisement G2 (Figure 23). Elles montrent qu'il n'y a pas de véritables différences dans les proportions des composés de PMA compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa mobilisées dans la solution des fractions putrescibles des deux gisements.

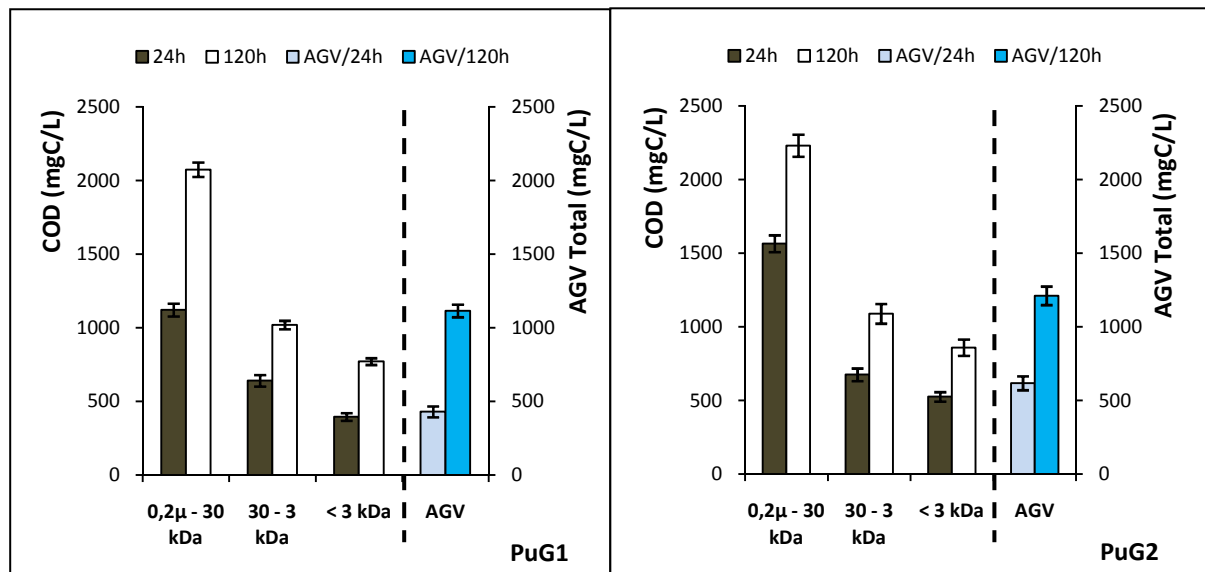


Figure 23: Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des putrescibles. Evolution des quantités d'AGV.

Les quantités des composés de PMA compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa ont augmenté entre 24 et 120 heures ; mais après 120 heures les proportions correspondantes sont restées pratiquement constantes pour les fractions de PMA inférieurs à 3 kDa et ont légèrement diminué pour les fractions de PMA compris entre 30 et 3 kDa (26% pour les PuG1 et 24% pour les PuG2). Cette distribution des composés organiques selon leur PMA confirme les résultats du fractionnement selon le caractère hydrophobe qui montre une légère

conversion des HPI* en composés plus hydrophobes de PMA plus élevé. Elle est également corrélable aux ratios AGV/HPI* qui confirment un enrichissement des HPI* en AGV composés de PMA plus faible.

La différence entre la matière organique hydrosoluble mobilisée dans les fractions putrescibles des deux gisements réside fondamentalement dans les quantités des composés de PMA supérieur à 30 kDa mobilisés. En effet, sur les PuG1 entre 24 et 120 heures cette quantité a connu un accroissement de presque 50% alors qu'il est à peu près de 30% pour les PuG2. Elle confirme que les PuG2 sont plus frais que les PuG1. Ces résultats sont en accord avec les données de la littérature qui ont montré que plus un déchet est âgé plus il est apte à mobiliser des composés des PMA élevé. C'est le cas des putrescibles de G1 par rapport à celles de G2.

*** Comportement des fractions fines**

Après 120 heures de test, les proportions des fractions de PMA compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa sont respectivement 33% et 14% pour les FiG1 puis 27% et 28% pour les FiG2 (Figure 24). Même si ces proportions sont en ordre de grandeur proche de celles des fractions putrescibles, les quantités de COD correspondantes sont largement inférieures et confirment que les fractions fines contiennent moins de composés de PMA faibles et donc seront moins réactives à la biodégradation (80% de CO₂ en fin de test pour les putrescibles contre 10% pour les fines).

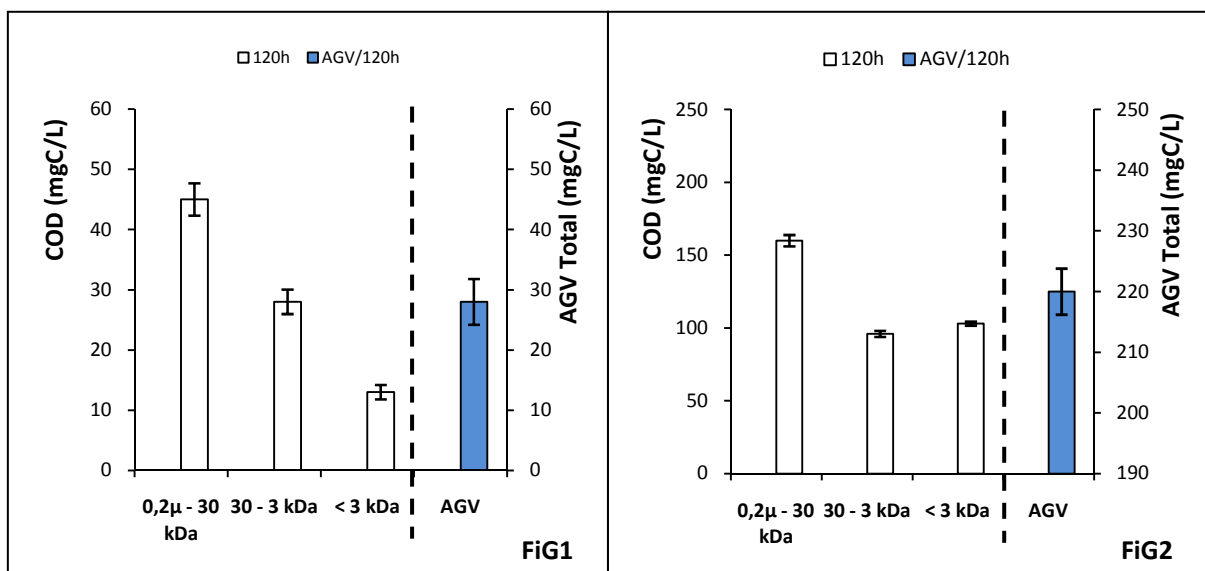


Figure 24: Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des fractions fines.

Evolution des quantités d'AGV.

Les proportions des composés de PMA compris entre 30 et 3 kDa et respectivement égales à 33% pour les FiG1 et 27% pour les FiG2 confirment les résultats du fractionnement en fonction du caractère hydrophobe qui ont montré qu'avec des ratios AGV/HPI* très proches, les fractions fines des deux gisements devront avoir des réactivités similaires. Globalement, la masse de carbone correspondant aux AGV extraits après 120 heures représente à peu près 50% du COD total des fractions compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa montrant une accumulation des AGV dans les fractions HPI* biodégradables et confirmant d'une manière générale l'état frais des déchets faisant l'objet de cette étude.

*** Comportement des fractions extrafines**

Les proportions des fractions de PMA compris entre 30 et 3 kDa et inférieurs à 3 kDa sont respectivement égales à 29% et 14% pour les fractions ExG1 et à 24% et 23% pour les fractions ExG2 (Figure 25). Ces proportions sont en ordre de grandeur proches de celles des fractions putrescibles et des fractions fines mais les quantités de COD correspondantes sont très inférieures à celles des putrescibles confirmant que les extrafines seront également moins réactives à la biodégradation comme dans le cas des fractions fines.

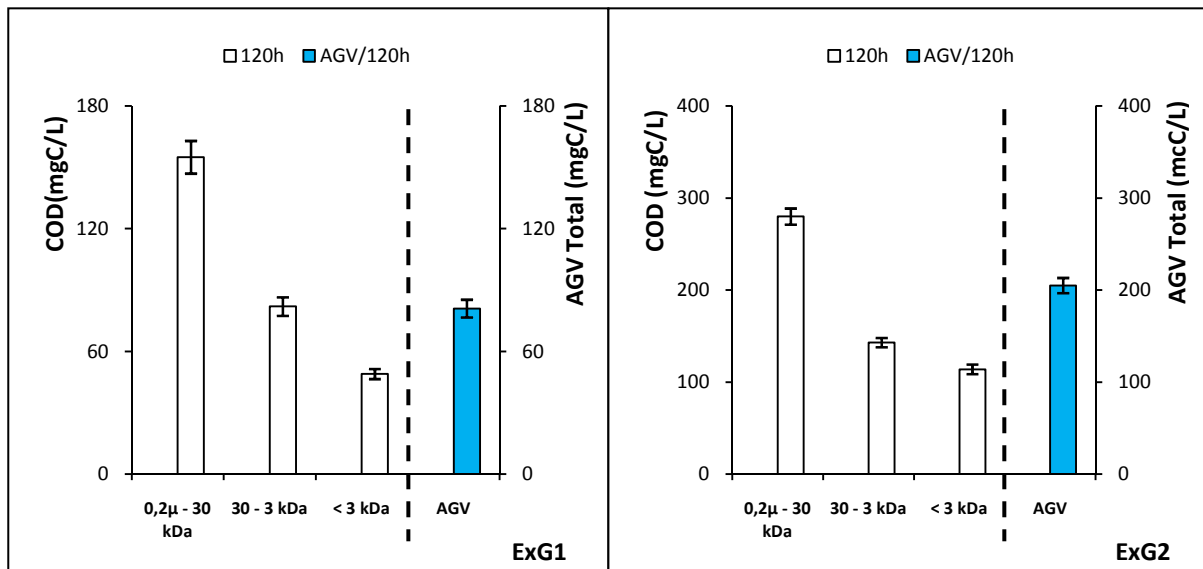


Figure 25 : Répartition de la MO des jus issus du test de lixiviation des fractions extrafines.

Evolution des quantités d'AGV.

Les pourcentages des fractions comprises entre 30 et 3 kDa sont respectivement égaux à 29% pour les fractions ExG1 et 23% pour les fractions ExG2 et confirment également les résultats du fractionnement en fonction du caractère hydrophobe qui ont montré que pour des ratios

AGV/HPI* très proches que les fractions ultrafines des deux gisements auront des réactivités similaires.

La masse de carbone correspondant aux AGV mobilisés après 120 heures de test représente dans la solution des ultrafines de G1 et G2 respectivement à peu près 65% et 80% du COD des fractions compris entre 30 et 3 kDa et inférieures à 3 kDa. Elle montre une accumulation des AGV dans les composés les plus biodégradables (les HPI*) et confirme aussi l'état frais des déchets étudiés.

L'étude de la Matière Organique en fonction du caractère hydrophobe puis selon le Poids Moléculaire Apparent, a permis de compléter les résultats obtenus à partir de paramètres globaux. Elle a confirmé l'état frais des gisements mis en évidence par les paramètres globaux et aussi leur aptitude à subir une biodégradation avec toutefois une tendance plus prononcée pour le gisement G2 provenant du centre ville.

II.3.3. Bilan de l'azote

Les rapports C/N et MO/N étant des paramètres clés dans le processus de biodégradation d'un déchet, la teneur en azote total, les concentrations en ions majeurs de l'élément azote et la teneur en azote organique sont mesurées sur les différents jus issus du test de lixiviation en vue d'évaluer leur influence sur la reprise de l'activité biologique dans les différentes fractions des gisements.

II.3.3.1. Cas des fractions putrescibles

Les quantités de nitrates (NO_3^-) et de nitrites (NO_2^-) relargués par les fractions putrescibles des deux gisements sont restées très faibles par rapport à celles des autres espèces azotées. La quantité de l'ion ammonium (NH_4^+) est restée relativement faible par rapport aux quantités de l'azote total et de l'azote organique (Tableau 30). L'abattement des quantités d'azote organique ou d'azote total dans la solution entre 24 et 120 heures traduit la reprise d'une activité biologique qui convertit une partie l'azote en composés volatiles comportant de l'azote. Un fort abattement est corrélable à une reprise d'activité biologique plus intense par les bactéries qui utilisent les composés azotés. Les taux d'abattement de l'azote total et de l'azote organique sont respectivement (5,70% et 1,70% pour les fractions PuG1) et (8,10% et 10,80% pour les fractions PuG2). Ces valeurs traduisent une conversion plus importante de l'azote dans les fractions PuG2 et confirment une modification en amont de la composition des fractions PuG1. Les fractions PuG2 plus fraîches libèrent alors plus de composés azotés

facilement biodégradables que les fractions PuG1 moins fraîches à cause de la modification introduite en amont dans sa composition. Cette observation est de plus en accord avec les chutes de concentration des différentes formes d'azote qui participent à l'abattement de l'azote total dans les solutions des deux fractions. En effet, la contribution de l'azote organique est plus importante sur l'abattement de l'azote total dans la solution des fractions PuG2 (de 102 à 91 mgN/L) alors qu'elle est restée pratiquement constante dans la solution des fractions PuG1.

Tableau 30 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions putrescibles des deux gisements

		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	N _{Org}	N _{Tot}	N _{Org} /N _{Tot}
Fraction	Unité	mgN/L			(gN/kgMO)	(gN/kgMS)	
PuG1	24 h	8,27	0,30	0,14	2,41	1,80	1,34
	120 h	1,15	0,06	0,10	2,37	1,70	1,40
	Abattement (%)				1,70	5,70	
PuG2	24 h	2,22	0,06	0,29	1,40	1,05	1,33
	120 h	5,14	0,05	0,12	1,24	0,97	1,30
	Abattement (%)				10,80	8,10	

Le rapport N_{Org}/N_{Tot} est resté pratiquement constant et identique pour les deux fractions avec une valeur qui se situe aux environs de 1,3. L'azote organique est consommé et transformé de la même manière dans les solutions des deux fractions putrescibles.

II.3.3.2. Cas des fractions fines

Les concentrations des nitrates et des nitrites sont négligeables devant celles des autres espèces azotées. Les faibles quantités mobilisées n'ont pas évolué entre 24 et 120 heures (Tableau 31). Le taux d'abattement de 25,7% de l'azote organique des fractions FiG2,

comparé à celui obtenu sur les fractions FiG1 (3,9%) montre une forte conversion de l'azote organique relargué par les fractions FiG2. L'activité biologique qui utilise l'azote organique est plus intense dans la solution des fractions FiG2 qui renferment des composés organiques plus frais. Ce résultat est en corrélation avec les quantités de CO₂ émis par les fractions fines des deux gisements (12 % pour les fractions FiG2 et 9% pour les fractions FiG1).

Tableau 31 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions fines des deux gisements

Fraction	Unité	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	N _{Org}	N _{Tot}	N _{Org} /N _{Tot}
		mgN/L			(gN/kgMO)	(gN/kgMS)	
FiG1	24 h	1,31	0,04	0,02	0,26	0,073	3,56
	120 h	1,13	0,05	0,02	0,25	0,069	3,62
	Abattement (%)				3,85	5,48	
FiG2	24 h	0,96	0,05	0,01	0,58	0,17	3,41
	120 h	0,86	0,04	0,01	0,46	0,13	3,53
	Abattement (%)				25,73	20,69	

Les taux d'abattement de l'azote total dans les solutions des fractions fines des deux gisements (5,5% pour les fractions FiG1 et 20,7% pour les fractions FiG2) sont en accord avec l'intensité de l'activité biologique qui convertit les différentes formes de l'azote dans la solution en azote minéral volatil. Toutefois, le rapport N_{Org}/N_{Tot} est resté pratiquement constant et identique pour les deux fractions fines tel qu'il a été observé sur les putrescibles avec une valeur qui se situe aux environs de 3,5. L'azote organique est alors consommé de la

même manière dans la solution des deux fractions fines mais plus intensément que dans le cas des fractions putrescibles.

II.3.3.3. Cas des fractions extrafines

Le taux d'abattement de l'azote organique égal à 15,3% pour les fractions ExG1 contre 23,3% pour celui des fractions ExG2 (Tableau 32), montre que les fractions ExG2 sont plus enrichies en composés organiques plus frais et susceptibles de favoriser une reprise d'activité biologique qui convertit l'azote organique en azote minéral volatil. Ceci n'est pas le cas des fractions ExG1 où une partie des composés organiques qui peuvent l'enrichir sont éliminés en amont du gisement. Par contre, la consommation de l'azote total est plus importante dans la solution des fractions ExG1 que dans celle des fractions ExG2. Les fractions ExG1 très riche en matière minérale libèrent certainement plus d'azote inorganique facilement utilisable par les microorganismes.

Tableau 32 : Evolution des différentes espèces azotées dans les jus issus du test de lixiviation des fractions fines des deux gisements

		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	N _{Org}	N _{Tot}	N _{Org} /N _{Tot}
Fraction	Unité	mgN/L			(gN/kgMO)	(gN/kgMS)	
ExG1	24 h	4,91	1,68	0,28	2,35	0,30	7,83
	120 h	1,10	0,04	0,01	2,00	0,21	9,48
	Abattement (%)				15,32	30,00	
ExG2	24 h	1,31	0,03	0,01	1,03	0,18	5,72
	120 h	0,84	0,04	0,01	0,79	0,14	5,64
	Abattement (%)				23,30	7,78	

Ce résultat est en parfait accord avec les diminutions très importantes observées sur les concentrations en ions ammonium, nitrate et nitrite dans la solution des fractions ExG1 (Tableau 32). Le rapport N_{Org}/N_{Tot} légèrement plus élevé pour les fractions ExG1 que pour les fractions ExG2 confirme que l'azote organique libéré dans la solution des fractions ExG2 est plus facilement consommé par les microorganismes que celui libéré dans la solution des fractions ExG1.

Le test de lixiviation appliqué a permis d'accéder en condition accélérée à la matière hydrosoluble mobilisable dans les différentes fractions des deux gisements de déchets de la ville de Kara, matière pouvant être relarguée par des processus de lessivage et de lixiviation dans la nature ou dans les centres de stockage. Il a permis ainsi d'évaluer la réactivité des déchets en favorisant un accès à la composition et à la qualité de la MO relarguée et faciliter un suivi de la reprise de l'activité biologique sur une durée de 120 heures. L'ensemble des paramètres globaux utilisés pour caractériser la matière organique dans les solutions issues des tests a montré que les deux gisements G1 et G2 des déchets de la ville de Kara développeront à long terme des processus de dégradation légèrement différents. Ces différences sont confirmées par une caractérisation plus approfondie de la matière organique par un fractionnement en fonction du caractère hydrophobe puis en fonction du poids moléculaire apparent. Le suivi de l'évolution des espèces azotées relarguées dans les solutions a aussi confirmé ces différences de comportement à la biodégradation. Il ressort de l'ensemble des résultats que les différentes phases de biodégradation des déchets collectés dans le centre ville de Kara devront être globalement plus longues que celles des déchets des ménages situés à la périphérie de la ville.

III. Bilan de pollution relarguée par les deux gisements

L'évaluation de la pollution relarguée par les déchets est estimée à partir des données du test de lixiviation. En effet, la matière mobilisée par le déchet lors du test est un indicateur de la quantité de matière qui peut être relarguée dans la nature au cours du processus de dégradation. Les quantités accumulées au bout de cinq jours de lixiviation, rapportées soit à la masse de déchet utilisé pour le test soit aux quantités de matières présentes dans le déchet solide, permettent de faire le bilan du relargage et du potentiel polluant du déchet.

III.1. Bilan de la pollution organique

La pollution organique des déchets a été évaluée par le biais des paramètres tels que la teneur en AGV, en COD, la valeur de la DCO, la quantité des substances de type hydrophile HPI* et des acides de type humique (AH*). Le tableau 33 présente les valeurs rapportées à la masse sèche du déchet initial introduite dans les flacons. Les ratios calculés permettent de mieux apprécier la contribution de chaque fraction dans la capacité des deux gisements à mobiliser une pollution organique.

Tableau 33 : Bilan du potentiel de relargage de la matière organique pour chacune des fractions après 120 heures de lessivage par rapport à la masse du déchet initial

Paramètre	DCO/MS	COD/MS	AGV/MS	HPI*/MS	AH*/MS
Unité	gO ₂ /kgMS	gC/kgMS	gC/kgMS	gC/kgMS	gC/kgMS
PuG1	88,4 ± 0,2	30,5 ± 1,7	11,2 ± 1,2	16,2 ± 0,2	9,2 ± 0,2
PuG2	108,9 ± 1,2	35,3 ± 2,3	12,1 ± 1,6	23,0 ± 0,2	7,9 ± 0,2
FiG1	5,2 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2
FiG2	12,9 ± 0,3	4,2 ± 0,2	2,2 ± 0,4	2,9 ± 0,2	0,4 ± 0,2
ExG1	7,2 ± 0,3	2,2 ± 0,4	1,0 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,5 ± 0,2
ExG2	17,5 ± 0,2	5,9 ± 0,3	3,0 ± 0,1	3,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2

Globalement, les putrescibles présentent la plus grande facilité à relarguer les polluants organiques et sont suivis des fractions extrafines puis des fines. Ces résultats semblent être en accord avec la teneur en matière organique des différentes fractions (70% en moyenne pour les fractions putrescibles contre seulement 10 à 20% en moyenne pour les extrafines et les fines). Les ratios DCO/MS, COD/MS et HPI*/MS calculés à l'échelle des deux gisements en utilisant le pourcentage des trois fractions dans leur composition physique donnent respectivement ($10,5 \pm 0,4$ gO₂/kgMS, $3,5 \pm 0,3$ gC/kgMS et $1,8 \pm 0,2$ gC/kgMS pour le gisement G1) et ($29,0 \pm 0,2$ gO₂/kgMS, $9,5 \pm 0,4$ gC/kgMS et $6,1 \pm 0,2$ gC/kgMS pour le gisement G2). Les valeurs montrent que le gisement G2 présente la plus grande facilité à relarguer les polluants organiques. En comparant aux valeurs retrouvées par Parodi et al., (2010) pour le déchet ménager Français ($70,2 \pm 1,8$ gO₂/kgMS, $22,3 \pm 0,3$ gC/kgMS et $17,5 \pm 1,3$ gC/kgMS) on en déduit que l'écart entre les valeurs calculées est lié à la composition des deux gisements.

III.2. Bilan de la pollution azotée

La pollution azotée est estimée par l'évaluation de l'azote gazeux émis au cours du test et par l'accumulation d'azote total, d'azote organique et des ions ammonium (NH₄⁺) dans les jus de lixiviation après 120 heures. Les quantités d'azote sont rapportées à la masse sèche de déchet utilisée pour le test (tableau 34).

Tableau 34 : Bilan des quantités d'azote relargué après 120 heures de lixiviation pour chaque gisement

Paramètre	N _{Tot}	N _{Org}	NH ₄ ⁺	N (gazeux émis)
Unité	(gN/tMS)			
G1	238	230	8,4	53
G2	313	295	17,2	36

Le gisement G1 présente la plus grande facilité à relarguer des polluants azotés à l'état gazeux soit 53 gN/tMS contre 36 gN/tMS pour le gisement G2. Cette plus grande facilité de G1 à relarguer de l'azote sous forme gazeuse est en relation avec l'état d'avancement de la MO dans ce gisement. La MO du gisement G1 est dans un état de dégradation plus avancée que

celle de G2. Sa biodégradation ne peut qu'entraîner une conversion importante de l'azote mobilisé dans la phase liquide.

Le gisement G2 semble être plus apte à mobiliser une pollution azotée dans le jus du test de lixiviation. Ce résultat est également en accord avec l'état de fraîcheur des déchets du gisement G2.

III.2. Bilan de la pollution métallique

La durée du test appliqué étant assez courte (120 heures), le transfert des éléments métalliques de la phase solide vers la phase aqueuse ne permet pas d'aboutir à des modifications suffisamment conséquentes pour qu'on observe sur toutes les fractions des concentrations en éléments métalliques pouvant se situer dans la gamme de détection. De plus il est reconnu d'après les données de la bibliographie qu'une part très importante des éléments métalliques reste piégée dans la phase solide des déchets en fin de maturité, ce qui n'est pas le cas de nos déchets. Le potentiel de relargage des métaux a été uniquement évalué sur les extrafines qui sont les fractions les plus fines et les plus riches en éléments métalliques et donc plus aptes à relarguer des quantités de métaux élevées. Le tableau 35 présente les valeurs mesurées après 5 jours de test sur des échantillons de jus bruts centrifugés et sur des échantillons filtrés à 0,45 μm .

* **Cas du cuivre**

Les quantités retrouvées dans les solutions brutes centrifugées sont pratiquement deux fois plus importantes que celles des solutions filtrées à 0,45 μm . D'après Øygard et al., 2007, le cuivre relargué dans le lixiviat des déchets est plus présent dans la fraction supérieure à 0,45 μm . En effet, les résultats obtenus par le protocole BCR (Bureau Communautaire de Référence) ou le protocole développé par Tessier et al., (1979) pour l'extraction séquentielle des différentes formes des métaux dans les matrices solides comme les déchets ont montré que le cuivre se trouve principalement lié à la matière organique et aux sulfures (François et al., 2004). Il présente une forte affinité avec les composés organiques, dont notamment les macromolécules organiques telles que les acides humique et fulvique (Lagier, 2000). Par contre, la part du cuivre lié aux oxydes ou aux hydroxydes est très faible et la valeur du pH 6,9 – 7,3 de la solution ne favorise pas la formation des complexes d'hydroxyde de cuivre. La présence de composés organiques de PMA élevé dans les solutions est corrélable avec cette répartition du cuivre. En considérant la valeur du ratio $\text{ETM}_{\text{Lix}}/\text{ETM}_{\text{déc}}$, les deux fractions semblent présenter le même potentiel de relargage du cuivre. Les concentrations de l'ordre de

mg/kgMS (0,34 pour la fraction extrafine de G1 et 0,46 pour celle de G2) sont très faibles mais elles restent dans la gamme des valeurs généralement retrouvées dans la littérature (Lagier, 2000 ; Christensen et al., 2001, François et al., 2004 ; Parodi et al., 2010).

Tableau 35 : Quantité d'éléments métalliques mobilisée dans la fraction extrafine des deux gisements

		Echantillon brut centrifugé		Echantillon filtré à 0,45µm	
Métal	Unité	ExG1	ExG2	ExG1	ExG2
Cu	(mg/kgMS)	0,34	0,46	0,18	0,14
Ni		0,54	0,58	0,50	0,56
Zn		0,43	0,33	0,36	0,23
Pb		0,31	0,24	0,22	0,14
Cu	ETM _{Lix} /ETM _{déc} (10 ⁻²)	2,06	2,30	1,10	0,70
Ni		1,48	0,90	1,35	0,90
Zn		0,17	0,08	0,14	0,05
Pb		0,04	0,01	0,03	0,01

* **Cas du nickel**

La filtration n'a pas eu un effet significatif sur la mesure des quantités de nickel extrait car les valeurs retrouvées dans les deux cas de figures sont très proches. Il est démontré que le nickel contrairement au cuivre est plus présent dans la phase inférieure à 0,45 µm (Øygard et al., 2007). Le nickel relargué serait donc plus présent dans des phases de taille inférieure à 0,45 µm. Le fractionnement du nickel selon le protocole BCR et selon le protocole de Tessier et al., (1979) a montré que tout comme le cuivre, le nickel est plus lié à la matière organique et aux sulfures mais présente une bonne affinité avec les composés organiques de poids moléculaire faible formant la phase colloïdale (Jensen et Christensen, 1999 ; François et al., 2004). Une part du nickel est aussi liée aux carbonates et la valeur du pH (6,9-7,3) ne favorise pas la formation des complexes d'hydroxyde mais plutôt les complexes de carbonate de nickel (NiCO₃). Les quantités assez importantes des substances de type hydrophile (HPI*) et

des AGV de taille moléculaire faible dans les solutions sont favorables à l'existence du nickel sous forme complexée avec la matière organique.

Les quantités du nickel relargué, respectivement égales à 0,52 mg/kgMS pour les fractions ExG1 et 0,57 mg/kgMS pour les fractions ExG2 sont voisines. Si, les concentrations retrouvées semblent être très faibles, elles correspondent toutefois à celles retrouvées souvent dans la littérature (Lagier, 2000 ; Christensen et al., 2001, François et al., 2004 ; Parodi et al., 2010).

* Cas du zinc

Le comportement du zinc dans les deux fractions semble être proche de celui du cuivre. En effet, la filtration a provoqué la rétention, d'une partie de la matrice organique dans laquelle se trouve le zinc comme observé dans le cas du cuivre. Dans la classification dressée par Flyhammar et Håkansson, (1999) en ce qui concerne la solubilisation des éléments métalliques le cuivre est le métal le plus proche du zinc dans cette hiérarchisation. Les deux métaux peuvent donc avoir des comportements assez similaires vis-à-vis de leur mobilisation dans les gisements de déchets. Mais le fractionnement du zinc selon le protocole BCR ou le protocole de Tessier et al., a montré que le zinc est majoritairement sous formes d'oxyde et d'hydroxyde de fer et de manganèse (Lagier 2000 ; François et al., 2004). Son adsorption sur le fer III étant favorisé par un pH de (6 – 7) permet d'estimer que dans la solution issue du test de lixiviation, le zinc est principalement associé aux hydroxydes de fer III.

Les concentrations respectivement égales à 0,43 mg/kgMS pour les fractions ExG1 et 0,33 mg/kgMS sont également dans la gamme des valeurs retrouvées dans la littérature (Lagier 2000 ; François et al., 2004). La valeur du ratio $ETM_{Lix}/ETM_{déc}$, (en moyenne $0,15 \cdot 10^{-2}$ pour la fraction ExG1 et $0,07 \cdot 10^{-2}$ pour la fraction ExG2) montre que les extrafines du gisement G1 présente la plus grande facilité à mobiliser le zinc. Ce résultat peut-être justifié aussi par la teneur en matière minérale des extrafines du gisement G1.

* Cas du plomb

Le plomb a la teneur la plus élevée dans les deux fractions extrafines mais les quantités retrouvées dans les solutions issues du test de lixiviation sont relativement faibles par rapport à celles des autres métaux, ce qui laisse suggérer que le plomb est très incorporé à la matière organique non hydrosoluble et donc difficilement extractible par une solution simple telle que l'eau ultra pure utilisée dans ce test. La diminution assez sensible provoquée par la coupure au seuil de 0,45 μm montre qu'une partie non négligeable du plomb se trouve dans la phase de

taille supérieure à 45 μm . Les fractionnements séquentiels selon le protocole BCR ou le protocole de Tessier et al., (1979) ont montré que le plomb est majoritairement présent dans le déchet solide sous formes de complexes liées à la matière organique et aux sulfures et présente un comportement similaire à celui du nickel (François et al., 2004). Une quantité non moins importante est aussi associée aux oxydes et hydroxydes de fer. La littérature montre également une adsorption possible du plomb sur un oxyde de fer (l'hématite Fe_2O_3) lorsque la valeur du pH de la solution est proche de 7. On peut estimer qu'une partie du plomb relargué dans les solutions issues du test de lixiviation se présente aussi sous forme de complexes associés aux oxydes de fer. Les quantités relarguées égales respectivement à 0,31 g/kgMS pour les fractions ExG1 et 0,24 mg/kgMS sont très faibles mais restent très proches des valeurs habituellement retrouvées dans la littérature (Lagier, 2000 ; François et al., 2004). La faible mobilité de ce métal traduite par une valeur du ratio $\text{ETM}_{\text{Lix}}/\text{ETM}_{\text{déc}}$, très faible (entre $0,01 \cdot 10^{-2}$ et $0,04 \cdot 10^{-2}$) permet d'avancer l'hypothèse selon laquelle plus un déchet est riche en matière organique moins il relargue le plomb (Koledzi et al, 2011). Cette observation est corrélable à la forte affinité du plomb avec la matière organique dans la phase solide du déchet. Les valeurs du ratio $\text{ETM}_{\text{Lix}}/\text{ETM}_{\text{déc}}$, montrent également que les fractions ultrafines devront avoir, la plus grande facilité à relarguer le plomb.

Le bilan global des quantités relarguées montre que la mobilité des quatre métaux retenus respecte la classification proposée par Flyhammar et Håkansson, (1999) ; soit ($\text{Ni} > \text{Zn} \approx \text{Cu} > \text{Pb}$). Cet ordre n'est plus le même lorsque les concentrations sont rapportées aux teneurs dans les déchets ($\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Pb}$). Le cuivre semble présenter la plus grande facilité à être remobilisé et le plomb semble être le métal le plus retenu dans les déchets. Les quantités retrouvées dans les jus du test de lixiviation confirment une bonne rétention des métaux dans la phase solide des déchets. Mais ces quantités sont déjà assez suffisantes pour avoir un impact sur les milieux naturels qui reçoivent les déchets car la pollution de ces milieux par les éléments traces métalliques (ETM) est induite par des concentrations de l'ordre du microgramme. Les fractions ultrafines des deux gisements de déchets de la ville de Kara présentent donc une grande facilité à relarguer les polluants métalliques.

Le test de lixiviation appliqué a permis de retrouver en condition accélérée le pouvoir polluant des différentes fractions des déchets de la ville de Kara. L'ensemble des résultats obtenus montre que les déchets provenant du centre ville ont une plus grande facilité à relarguer les polluants organiques et azotés que les déchets des ménages situés à la périphérie de la ville. Par contre les déchets provenant des ménages à la périphérie de la

ville semble présenter la plus grande facilité à mobiliser une pollution métallique. Comparés à un déchet ménager français (Parodi et al., 2010) les deux gisements de la ville de Kara relarguent moins de polluants organiques et métalliques. On peut en déduire également que la différence dans l'aptitude des deux gisements à mobiliser une pollution vers les milieux récepteurs est liée au mode de vie, aux habitudes de consommation des ménages et au mode de gestion des déchets ménagers.

IV. Etude de la composition de l'eau de la rivière Kara

La recherche d'un lien entre une pollution éventuelle des eaux de la rivière Kara et le mode de gestion des résidus solides de la ville de Kara a été abordée dans un premier temps au travers d'une mesure de la qualité actuelle des eaux de la rivière. Elle est évaluée à partir des paramètres physico-chimiques et biologiques couramment utilisés pour déterminer la composition des eaux de surface puis par une étude plus approfondie de sa matière organique afin d'établir une corrélation possible entre l'état de cette matière organique et celle pouvant provenir des milieux anthropiques tels que les déchets. Cette composition est ensuite estimée au travers d'une étude des sédiments dont le point focal est la mesure de sa capacité à remobiliser la pollution organique et métallique accumulée. Les paramètres retenus sont mesurés dans le temps et dans l'espace afin d'appréhender les effets de la saison et des activités anthropiques au niveau de la zone urbaine.

IV.1. Evolution spatio-temporelle des paramètres bio-physico-chimiques classiques

IV.1.1. Evolution de la charge microbiologique

La charge bactériologique des eaux de la rivière est déterminée par une énumération des germes totaux (GT), des coliformes totaux (CT) et E. Coli. La figure 26 représente les variations spatio-temporelles en fonction de la charge logarithmique des germes totaux et des coliformes totaux. La charge bactériologique des eaux de la rivière a augmenté significativement en début de saison pluvieuse par rapport à la saison sèche. En effet, en début de saison pluvieuse l'apport massif d'eaux de ruissellement chargées de déchets solides et des déjections d'origine animale et humaine, provoque une augmentation de la charge des bactéries fécales. Quelle que soit la saison, les valeurs les plus élevées de cette charge sont relevées dans les échantillons de la zone urbaine qui reçoivent en dehors des eaux de

ruissellement et des déchets solides, des eaux usées des ménages et de certaines unités de production agroalimentaire.

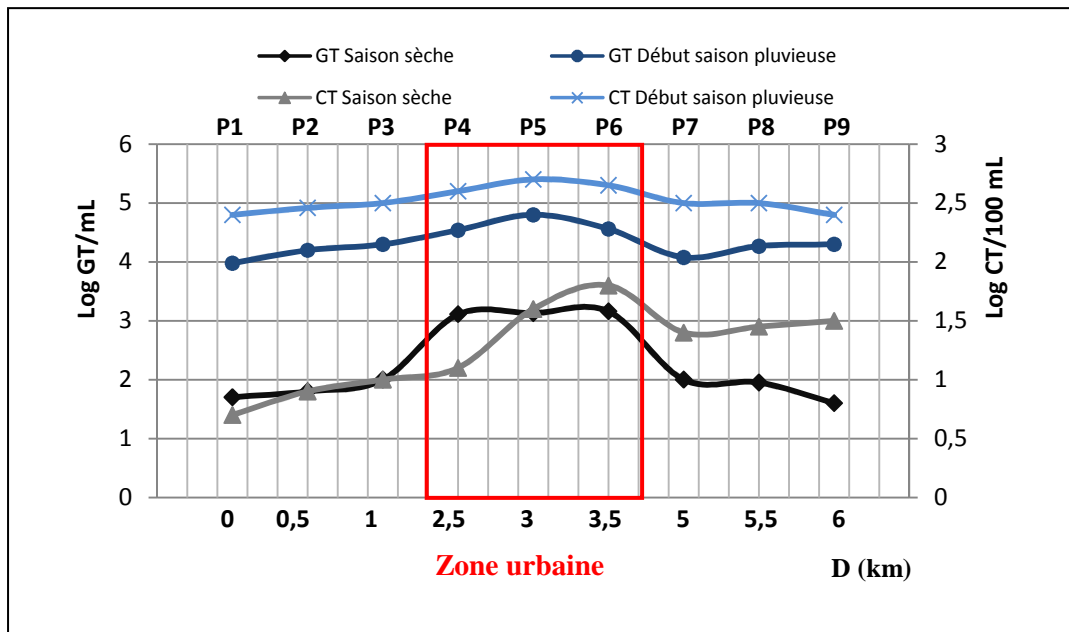


Figure 26 : Evolution spatio-temporelle de la charge bactériologique des eaux de la rivière

Ces eaux usées certainement très chargées en microorganismes pathogènes contribuent à l'augmentation de la charge bactériologique des eaux de la rivière au niveau de la zone urbaine. La concentration en *E. coli* est très faible par rapport à celle des coliformes totaux et a été détectée uniquement en saison sèche dans les échantillons de la zone urbaine (2 à 14/100 mL) et de la zone en aval (3 à 6/100 mL). Ces observations confirment l'apport des eaux usées rejetées dans les ruisseaux au niveau de la zone urbaine.

IV.1.2. Evolution de la température

Des variations de la température des eaux de la rivière sont observées selon les saisons et selon les sites de mesure (Figure 27). Les valeurs de la température sont toutes supérieures à 25°C. Elles sont caractéristiques des eaux de surface situées dans la zone subéquatoriale. Les variations saisonnières s'expliquent simplement par les changements de la température ambiante qui surviennent lors du passage d'une saison à une autre.

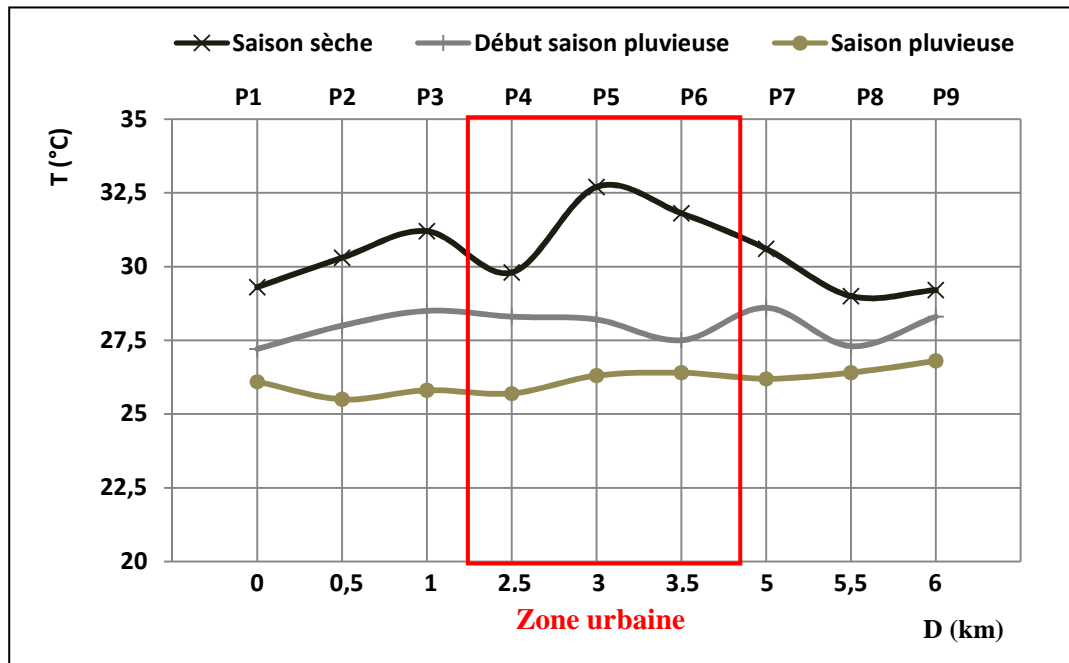


Figure 27 : Evolution spatio-temporelle de la température des eaux de la rivière

Ainsi, les températures les plus élevées coïncident avec la saison sèche. Les valeurs relevées pendant les journées d'ensoleillement de cette saison donnent un pic qui se situe aux environs de 32,5°C, pic relevé dans la zone urbaine au point de prélèvement P5 (février 2010). D'après la littérature, plus la température des eaux de surface est élevée plus le risque de trouver des microorganismes pathogènes est fort. Les évolutions de la température des eaux de la rivière Kara sont alors favorables à la multiplication des microorganismes.

Les températures les plus basses sont observées pendant la saison pluvieuse. La courbe de variations spatiales pendant cette saison montre une répartition plus ou moins homogène de la température des eaux. Ceci s'explique par un effet de dilution due à une arrivée massive des eaux de pluie et de ruissellement. Ce phénomène de dilution devrait apparaître également pour les autres paramètres.

Sur les trois périodes ciblées, les valeurs les plus élevées sont observées aux points de prélèvement situés dans la zone urbaine et les fortes variations sont surtout observées en saison sèche. On peut donc déduire de ces observations que les activités anthropiques dans la zone urbaine contribuent aux variations de la température des eaux de la rivière et ceci à cause des différents rejets (eaux usées et déchets solides) dont font l'objet la rivière et ses ruisseaux au niveau de cette zone urbaine.

IV.1.3. Evolution du pH

Les courbes de variations spatio-temporelles du pH (Figure 28) révèlent des évolutions assez sensibles du pH. Les variations les plus importantes sont observées pendant la saison sèche où entre les valeurs mesurées en amont de la zone urbaine et la zone urbaine, on note un saut de presque une unité de pH et plus d'une unité de pH entre celles de la zone urbaine et la zone en aval. Lorsqu'on compare les valeurs de la zone en amont avec celles de la zone en aval, on constate que les fluctuations sont à peu près identiques avec toutefois des valeurs légèrement plus élevées en amont. Ces résultats peuvent s'expliquer par un phénomène de lessivage et de solubilisation progressifs des différents déchets solides et liquides entraînés par le courant, de la zone urbaine vers la zone en aval.

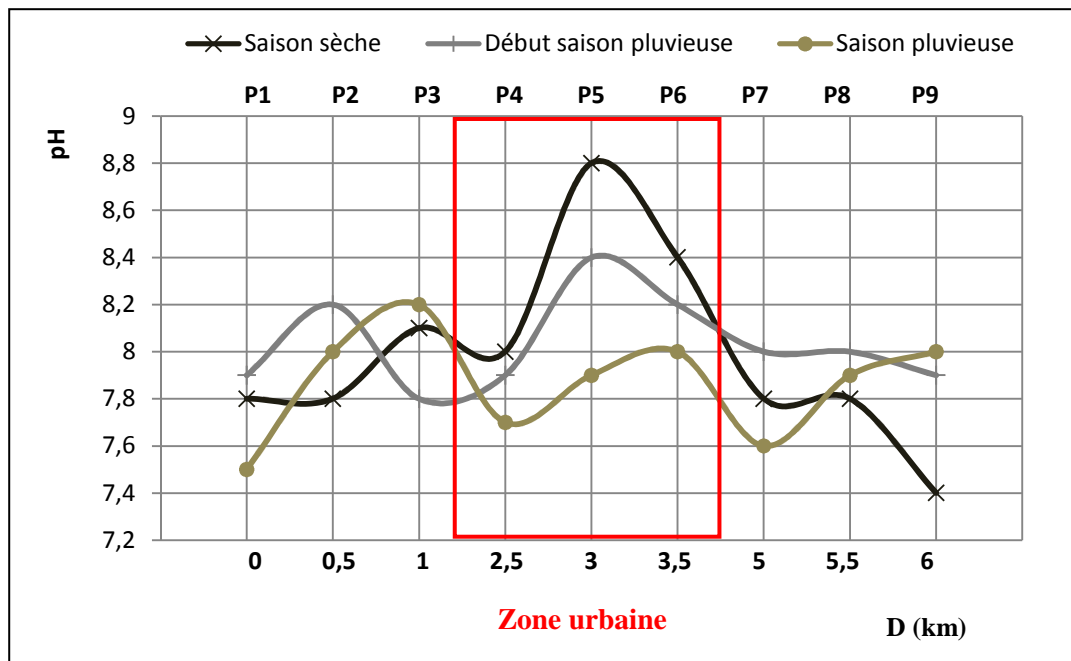


Figure 28: Evolution spatio-temporelle du pH des eaux de la rivière

Les valeurs mesurées dans la zone urbaine ont diminué progressivement avec le changement des saisons. Toutefois, les valeurs sont toujours supérieures à 7 montrant que les variations ne sont pas uniquement dues au lessivage des déchets frais mais aussi aux eaux usées. Des diminutions assez sensibles avec la saison, sont notées au niveau du site de prélèvement P5 (site situé dans la zone d'activités maraîchères et au confluent de la rivière et d'un ruisseau qui draine les déchets du centre ville). On peut supposer que l'apport des eaux de ruissellement à travers les parcelles de maraîchage contribue également aux variations du pH. En effet, ces parcelles sont régulièrement soumises à des épandages massifs et incontrôlés de pesticides et d'engrais chimiques. L'eau de pluie ou d'arrosage qui ruisselle à travers ces

parcelles est forcément chargée de composés chimiques, qui arrivés au niveau de la rivière, contribuent aux variations importantes du pH.

Les variations spatio-temporelles du pH, telles que mises en exergues par les mesures laissent supposer l'existence d'une relation entre la qualité des eaux de la rivière et les rejets des déchets ménagers.

IV.1.4. Evolution de la conductivité et du Titre Alcalimétrique Complet (TAC)

Les plus fortes valeurs de la conductivité sont relevées dans la zone urbaine en début de saison pluvieuse (Tableau 36). Elles sont corrélables aux phénomènes de lessivage et de solubilisation de toute sorte de déchets qui arrivent en masse dans la rivière pendant cette période. Les plus faibles valeurs sont observées pendant la saison des pluies à cause du phénomène de dilution occasionné par les eaux de pluie. Quelles que soient les saisons, il n'y a pas de différences assez significatives entre les valeurs mesurées en amont et celles trouvées en aval. L'ensemble des valeurs révèle une faible charge ionique des eaux de la rivière. On peut considérer que la charge ionique apportée par le lessivage des sols du bassin versant est relativement faible à cause de sa structure et de sa composition minéralogique.

Les valeurs les plus élevées du TAC sont relevées en début de saison pluvieuse et ceci dans la zone urbaine. Elles sont en accord avec les valeurs du pH supérieures à 8. Ces valeurs élevées sont consécutives à l'augmentation de la concentration des ions hydrogénocarbonates (HCO_3^-) provenant du lessivage des déchets solides et du rejet des eaux usées. De la saison sèche à la saison pluvieuse les valeurs du TAC ont chuté d'environ 2° F à cause du phénomène de dilution provoquée par les eaux de pluie moins chargées en ions (HCO_3^-). Cette chute du TAC est également en accord avec celle du pH. En saison sèche et en saison pluvieuse il n'y a pas de différences assez significatives lorsqu'on compare les valeurs de l'amont avec celles de l'aval. Cette évolution du TAC semble être en accord avec celle du pH. On peut avancer l'hypothèse selon laquelle l'apport d'ions (HCO_3^-) par les déchets et les eaux usées au niveau de la zone urbaine est atténué par des phénomènes d'ordre physique, chimique ou biologique avant d'atteindre la zone situé en aval.

Tableau 36 : Evolution spatio-temporelle de la conductivité et du Titre Alcalimétrique Complet (TAC) des eaux de la rivière

Paramètres		Saison sèche			Début de saison pluvieuse			Saison pluvieuse		
		ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE
χ ($\mu\text{S/cm}$)	min ($\pm 2\%$)	86	93	88	97	213	99	43	48	49
	Max ($\pm 2\%$)	94	102	101	112	220	126	54	59	57
TAC ($^{\circ}\text{F}$)	min ($\pm 5\%$)	4,25	4,65	4,00	4,20	8,45	4,30	2,60	2,45	2,30
	max ($\pm 5\%$)	4,60	4,75	4,70	4,85	8,50	4,95	2,80	2,75	2,65

Cette hypothèse peut être confirmée par l'évolution des valeurs du pH et du TAC en début de saison pluvieuse où on note entre la zone urbaine et la zone en aval une chute de pH de plus d'une unité et celle du TAC de presque 4° F.

Les variations de la conductivité et du TAC confirment l'impact des apports anthropiques d'origine urbaine sur la qualité globale des eaux de la rivière Kara.

IV.1.5. Evolution de la charge et de la qualité de la matière organique

La qualité des eaux de la rivière est également déterminée par une évaluation spatio-temporelle de la quantité de la charge organique à travers les paramètres tels que l'oxydabilité au permanganate de potassium et le carbone organique dissous. Une étude approfondie de cette charge organique est déterminée par la mesure de l'indice SUVA, le fractionnement en fonction du caractère hydrophobe puis en fonction du PMA afin de rechercher une corrélation entre l'apport autochtone et la contribution anthropique.

IV.1.5.1. Evolution de la charge organique

La charge organique des eaux de la rivière est maximale en début de saison pluvieuse (Tableau 37). Cette augmentation brusque est principalement liée au phénomène de lessivage

des débris végétaux et des déchets solides transportés par les eaux de ruissellement et qui échouent dans les ruisseaux et les caniveaux et finalement dans la rivière principale. En outre l'arrivée dans la rivière des premières eaux de ruissellement à travers les parcelles de maraîchage situées directement aux abords de la rivière principale et ces ruisseaux, contribue à l'augmentation de la charge organique des eaux. En effet, l'épandage massif et incontrôlé des divers produits phytosanitaires tels que les pesticides et les herbicides sur les sols des parcelles pendant la saison sèche, peut entraîner un phénomène d'accumulation des sous produits de leurs dégradations dans les sols. À l'arrivée des premières pluies ces composés peuvent se retrouver dans les eaux de ruissellement et entraîner alors vers la rivière.

Tableau 37 : Evolution spatio-temporelle de la charge organique dans les eaux de la rivière

Paramètres		Saison sèche			Début de saison pluvieuse			Saison pluvieuse		
		ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE
Oxydabilité au KMnO_4 (mgO_2/L)	min ($\pm 0,1$)	2,7	3,5	3,0	3,8	6,7	4,1	3,5	3,7	3,6
	max ($\pm 0,1$)	3,0	3,6	3,2	4,0	7,0	4,3	3,7	3,8	3,8
COD (mgC/L)	min ($\pm 0,5$)	3,5	4,1	3,7	4,0	8,0	5,2	3,8	4,6	3,8
	max ($\pm 0,5$)	3,6	4,2	4,0	5,0	8,3	5,4	4,2	4,8	4,5

Les valeurs les plus élevées de la charge organique sont observées sur les échantillons prélevés dans la zone urbaine et ceci quelle que soit la saison. Elles dénotent un apport de matière organique d'origine anthropique, causé par un déversement de déchets solides et d'eaux usées dans le bassin versant situé dans la zone urbaine. Le pic de cette charge organique sur les échantillons de la zone urbaine est atteint en début de saison pluvieuse, saison équivalente à la présence massive de déchets solides qui stagnent dans les eaux de la rivière. Ce pic correspond à une valeur de 6,9 mgO_2/L pour l'oxydabilité au KMnO_4 et à une valeur de 8,3 mgC/L pour le COD. Ces valeurs sont presque le double de celles mesurées en saison sèche où les phénomènes de lessivage et de transport des déchets vers la rivière, sont

réduits par une diminution assez importante de la quantité des eaux de ruissellement dans le bassin versant et par une baisse assez sensible du débit voire un débit nul pour la plupart des ruisseaux qui reçoivent les déchets de la ville.

Quelle que soit la saison, les valeurs de la charge organique trouvées pour les échantillons prélevés en aval sont légèrement supérieures à celles mesurées pour ceux de l'amont. Les plus grands écarts sont observés sur les périodes correspondantes aux débuts des saisons pluvieuses. Ces écarts ont deux origines. La première est celle correspondant à un phénomène de transport vers l'aval des composés organiques hydrosolubles extraits des déchets déversés dans la zone urbaine. La seconde, est également relative à un phénomène de transport vers l'aval, non pas des composés organiques mais des déchets solides eux mêmes. Même si la part de la matière organique hydrosoluble facilement mobilisable dans ces déchets est considérablement réduite avant leur arrivée sur les sites situés dans la zone en aval, le lessivage qui se poursuit extrait des composés organiques qui contribuent à l'augmentation de la charge organique sur les eaux prélevées en aval.

IV.1.5.2. Evolution de l'indice SUVA

Les valeurs de l'indice SUVA mesurées sur les eaux de la rivière pendant les trois périodes sont reportées dans le tableau 38. Pour mieux évaluer l'impact des rejets urbains sur l'évolution du caractère aromatique des composés organiques hydrophobes présents dans les eaux de la rivière, les valeurs de l'indice SUVA sont comparées aux valeurs moyennes retrouvées dans la littérature pour les eaux de surface, les solutions de sol et le lixiviat des déchets frais puis aux valeurs moyennes des déchets de la ville de Kara (Figure 29). Les valeurs de l'indice SUVA des eaux de la rivière Kara restent supérieures à 10 L/cm/gC quelle que soit la saison. Elles sont caractéristiques de la matière organique des milieux naturels. Les valeurs sont comprises entre celles des lixiviats des déchets frais et celles des solutions de sol ou de sédiment. Elles montrent l'effet des rejets de déchets solides et des eaux usées surtout en saison sèche et en début de saison pluvieuse où les valeurs du SUVA des eaux de la rivière sont plus faibles (16 à 23 L/cm/gC) et se rapprochent plus de celles retrouvées lors des tests de lixiviation sur les déchets frais de la ville (9 à 16 L/cm/gC) et de la valeur moyenne de la littérature ($7,5 \pm 3,5$ L/cm/gC).

Tableau 38 : Evolution spatio-temporelle de l'indice SUVA des eaux de la rivière

Paramètres		Saison sèche			Début de saison pluvieuse			Saison pluvieuse		
		ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE
SUVA (L/cm/gC)	min	16,2	16,1	15,9	25,2	21,1	21,8	30,7	30,4	30,3
	max)	17,4	17,7	16,9	25,9	21,6	22,5	32,8	31,4	32,1

En période de fortes pluies, la valeur moyenne du SUVA des eaux de la rivière est plus proche de celle des solutions de sol et de sédiment de la rivière. Ceci montre que pendant cette période ce ne sont pas les déchets qui ont un impact sur l'aromaticité et l'hydrophobicité des eaux de la rivière mais plutôt la matière organique d'origine autochtone et allochtone.

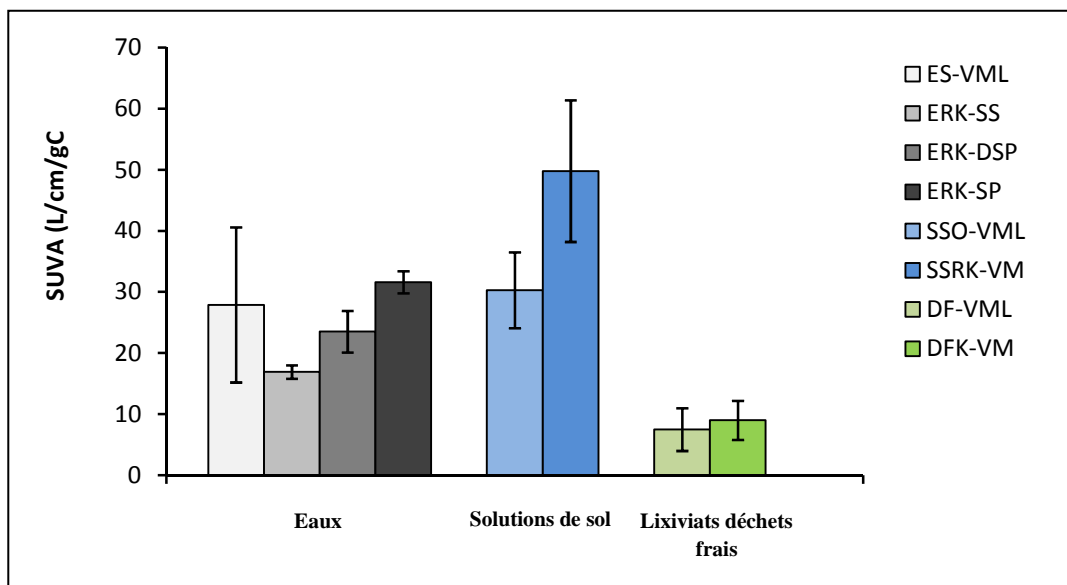


Figure 29 : Valeurs moyennes de l'indice SUVA des différents milieux naturels et du lixiviat des déchets frais

ES = Eaux de surface ; ERK = Eaux de la rivière Kara ; VML = Valeurs moyennes de littérature ; VM = Valeurs moyennes ; DF = Déchets frais ; DFK = Déchets frais de Kara ; SS = Saison sèche ; DSP = Début saison pluvieuse ; SP = Saison pluvieuse ; SSO = Solutions de sol ; SSRK = Solutions de sol rivière Kara

Au cours de cette période et celle de la saison sèche on n'observe pas d'écarts significatifs entre les valeurs trouvées en amont, en aval et au cœur de la ville (Tableau 38), ce n'est qu'en début de saison pluvieuse que les écarts sont assez significatifs entre l'amont et l'aval. Ces écarts sont relatifs à un apport massif de déchets frais dont la solution a un indice SUVA de

valeur moyenne égale à $9,0 \pm 2$ L/cm/gC. Cette valeur induit un abaissement des valeurs du SUVA de l'eau dans la zone en aval.

Les plus faibles valeurs de l'indice SUVA sont observées pendant la saison sèche. Elles traduisent une réduction du phénomène de dilution relative à la baisse du niveau des eaux et par conséquent une concentration plus importante des composés organiques lessivés. Ce phénomène explique également le rapprochement des valeurs du SUVA pendant cette période de celles retrouvées pour les solutions des déchets frais.

IV.1.5.3. Evolution du caractère hydrophobe de la matière organique des eaux de la rivière

Dans les eaux de surface, il est admis que les composés les plus hydrophiles et les plus biodégradables notamment les HPI*, ont une origine autochtone vraisemblablement imputable aux microorganismes de type bactéries et algues (Sommerville et Preston, 2001).

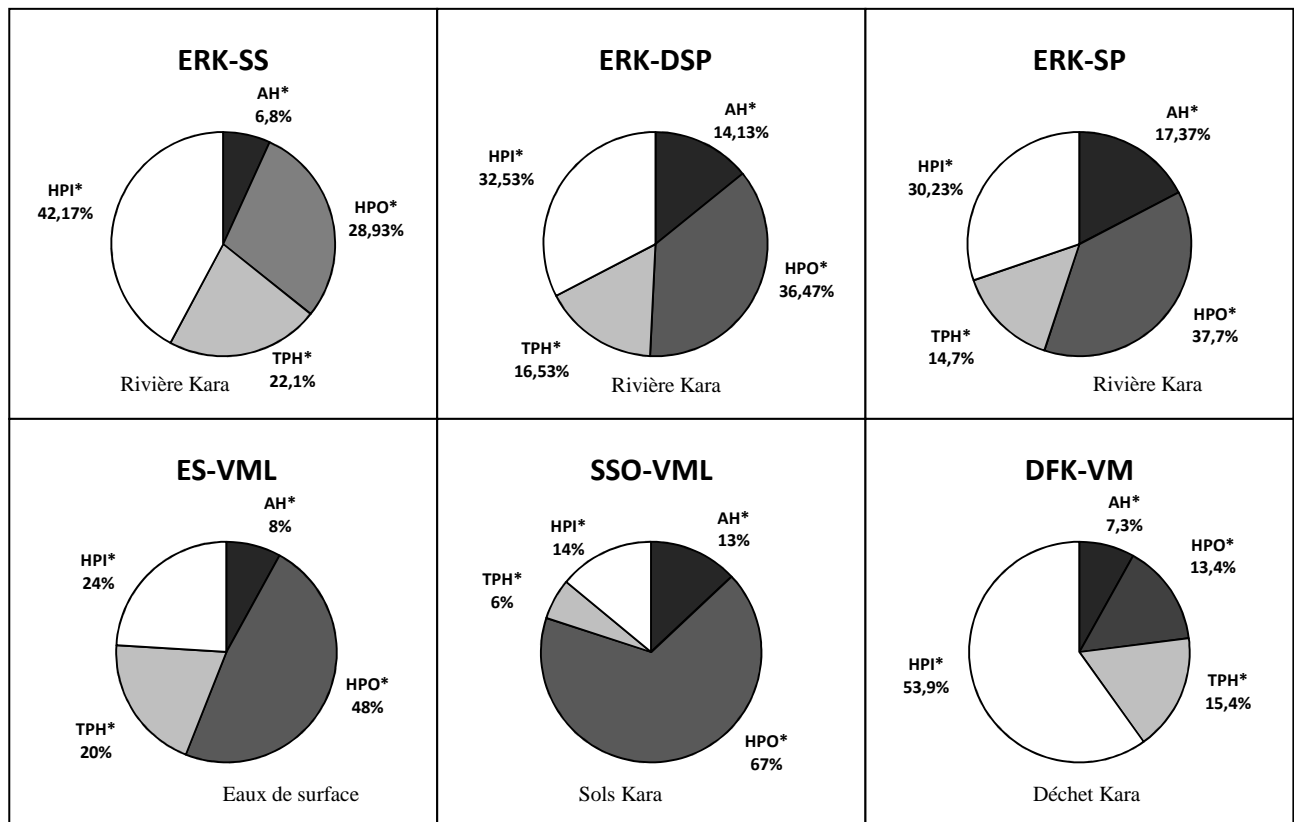


Figure 30: Répartition de la matière organique selon le caractère hydrophobe des eaux de la rivière Kara, d'une eau de surface, d'une solution de sol et du lixiviat des déchets frais de la ville de Kara

ES = Eaux de surface ; ERK = Eaux de la rivière Kara ; VML = Valeurs moyennes de littérature ; VM = Valeurs moyennes ; DFK = Déchets frais de Kara ; SS = Saison sèche ; DSP = Début saison pluvieuse ; SP = Saison pluvieuse ; SSO = Solutions de sol ;

D'après la littérature, les HPI* des eaux de surface représentent en moyenne 20 à 30% du COD total. Pendant la saison sèche, en début de saison pluvieuse et en période de fortes pluies, les valeurs moyennes des HPI* dans les eaux de la rivière Kara sont respectivement 42,2%, 32,5% et 30,2%. Ces valeurs sont comprises entre celles de la littérature et celles retrouvées lors des tests de lixiviation des déchets frais de la ville de Kara (Figure 30). On peut avancer l'hypothèse d'une contribution des déchets solides et des eaux usées mais également celle des microorganismes car l'analyse microbiologique pendant les deux premières périodes à révéler la présence d'une forte colonie de bactéries pathogènes. On peut également suspecter un autre apport lié au milieu environnant. Quelle que soit la saison, on n'observe pas de différences significatives entre les pourcentages de HPI* trouvés en amont, en aval et au cœur de la ville (Tableau 39). Cette distribution des HPI* confirme que son origine dans les eaux de surface est plus naturelle.

Tableau 39 : Evolution spatio-temporelle du caractère hydrophobe des eaux de la rivière Kara

Paramètres		Saison sèche			Début de saison pluvieuse			Saison pluvieuse		
		ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE	ZAME	ZUE	ZAVE
AH*	(%)	6,3	7,7	6,4	16,7	11,9	13,8	18,7	16,3	17,1
HPO*		27,4	30,6	28,8	35,9	37,1	36,4	37,1	38,2	37,8
TPH*		25,7	18,5	22,1	16,3	16,5	16,8	16,6	13,1	14,4
HPI*		40,6	43,2	42,7	30,1	34,5	33,0	27,6	32,4	30,7

L'évolution du caractère hydrophobe des eaux de la rivière se retrouve dans l'évolution du pourcentage des HPO* et des AH* en fonction de la saison. En effet, les pourcentages sont en moyenne égaux à 35,7%, 51,3% et 55,0% respectivement en saison sèche, en début de saison pluvieuse et en période de fortes pluies (Figure IV.5). Ces pourcentages sont compris entre ceux des solutions de sol et des lixiviats des déchets frais de la ville. Quelle que soit la saison on n'observe pas d'écarts significatifs entre les valeurs de l'amont, de l'aval et du cœur de la ville. L'évolution croissante des pourcentages peut s'expliquer alors par un apport des eaux de ruissellement plus que par celui du lessivage des déchets car d'après la littérature, le pourcentage moyen des HPO* très élevé dans les solutions de sol (80% d'après les travaux de

Labanowski et al., 2004 sur la matière organique des milieux naturels), peut contribuer à l'augmentation du caractère hydrophobe des eaux de surface. Cette évolution du caractère hydrophobe des eaux de la rivière Kara est confirmée avec celle de l'indice SUVA.

IV.1.5.4. Evolution du PMA de la matière organique des eaux de la rivière

La répartition de la MO en fonction du PMA des composés confirme généralement les résultats de la distribution des substances humiques (Calace et Petronio, 1997). La figure 31 montre les variations spatio-temporelles du PMA de la MO présente dans les eaux de la rivière. Quelle que soit la saison et la zone de provenance des échantillons, on observe une prédominance des composés de PMA supérieur à 30 kDa confirmant ainsi que la matière organique est majoritairement équivalente à celle d'un milieu naturel constitué essentiellement de composés hydrophobes de PMA élevé. Ces valeurs sont en accord avec le pourcentage de AH* et HPO* obtenues par le fractionnement en fonction du caractère hydrophobe. Le pourcentage des fractions de PMA supérieur à 30 kDa est alors corrélé au pourcentage de SH* dans les eaux de la rivière.

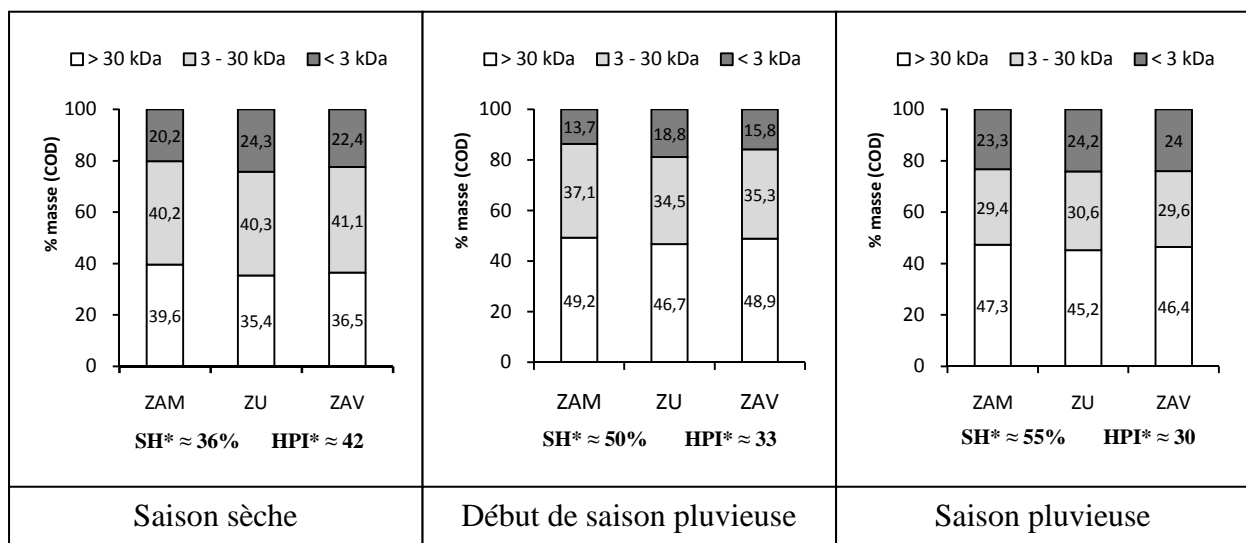


Figure 31 : Répartition spatio-temporelle du PMA de la matière organique des eaux de la rivière

Le pourcentage des composés de PMA supérieurs à 30 kDa a sensiblement augmenté de la saison sèche à la saison de pluie. On peut avancer l'hypothèse d'un enrichissement de cette fraction par un apport de matière organique d'origine allochtone provenant des eaux de ruissellement et d'un lessivage plus important des sédiments de la rivière. Le pourcentage

obtenu sur les déchets frais de la ville lors des tests de lixiviation (en moyenne 52%) est nettement supérieur à ceux des eaux de la rivière quelle que soit la saison. Ces résultats renforcent l'hypothèse d'un enrichissement de cette fraction par la matière organique allochtone.

Le pourcentage des fractions de PMA inférieurs à 3 kDa est plus associé aux HPI*. La proportion des HPI* a diminué dans le sens de la saison sèche à la saison pluvieuse. Le pourcentage de la fraction inférieure à 3 kDa devrait varier dans le même sens. Ce qui n'est pas le cas. La relation entre les HPI* et la fraction inférieure à 3 kDa n'est pas alors parfaitement vérifiée surtout en saison de forte pluie. On peut suspecter un enrichissement de la fraction inférieure à 3 kDa par les TPH* dont le PMA est intermédiaire à celui des AH* et HPO*.

L'utilisation des paramètres classiques tels que la température, le pH, la conductivité, le TAC, le COD et la charge bactériologique, a permis d'établir un lien probable entre la composition des eaux de la rivière Kara et le mode de gestion des déchets solides et des eaux usées de la ville de Kara. Il ressort des résultats que les déchets solides qui échouent dans la rivière contribuent à la dégradation de la qualité des eaux de cette rivière en augmentant sa charge en matière organique biodégradable (notamment les HPI) favorable à la multiplication des microorganismes pathogènes. L'étude approfondie de la matière organique des eaux à l'aide du fractionnement en fonction du caractère hydrophobe et selon le PMA a permis d'établir la contribution des milieux naturels et des déchets sur la quantité et la qualité de la charge organique des eaux de la rivière. L'ensemble des résultats tend à montrer une contribution assez importante des milieux naturels mais aussi celle due aux rejets des déchets solides.*

V. Etude des sédiments de la rivière

Une évaluation de la teneur en matière organique et en Eléments Traces Métalliques dans les sédiments de la rivière est réalisée sur des échantillons prélevés en amont, en aval et au cœur de la ville. Elle a permis d'identifier les impacts des rejets de déchets solides et d'eaux usées dans la zone urbaine sur la dégradation de la qualité des eaux de la rivière. Un test de lixiviation est ensuite réalisé sur les mêmes échantillons pour évaluer leur capacité à relarguer la matière organique et les ETM accumulés.

V.1. Teneur en matière organique

Dans la zone en amont, la teneur en MO augmente lorsqu'on s'approche du cœur de la ville et diminue en aval, lorsqu'on s'éloigne du centre ville (Tableau 40). Cette évolution croissante dans la zone en amont et décroissante dans la zone en aval témoigne d'un apport de matière organique par les rejets effectués dans la zone urbaine. La teneur en MO est constante dans les échantillons prélevés au cœur de la ville et est supérieure à celles de l'amont et de l'aval. Elle confirme l'impact des rejets urbains. Les teneurs de la zone en amont (entre 0,76% et 1,02%) et de la zone en aval (entre 1,28 et 1,48%) sont faibles comparativement aux valeurs décrites dans la littérature et qui se situent généralement entre 2% et 10%. Par contre, dans la zone urbaine la valeur moyenne de 2,16% se situe dans la gamme des valeurs de la littérature et confirme l'enrichissement en matière organique des sédiments de la zone urbaine suite aux fréquents rejets des déchets solides et des eaux usées.

Tableau 40 : Evolution de la teneur de la matière organique dans les sédiments de la rivière

Zone	Echantillons composites	Evolution de la teneur en MO pour la zone (%)	Ratio moyen $MO_{(Eau)}/MO_{(Sédiment)}$
AMONT	ZAMS1	$0,76 \pm 0,06$	$3,7 \pm 0,2$
	ZAMS2	$0,98 \pm 0,10$	
	ZAMS3	$1,02 \pm 0,12$	
CENTRE URBAIN	ZUS1	$2,14 \pm 0,04$	$7,3 \pm 0,1$
	ZUS2	$2,18 \pm 0,08$	
	ZUS3	$2,16 \pm 0,10$	
AVAL	ZAVS1	$1,48 \pm 0,12$	$5,3 \pm 0,5$
	ZAVS2	$1,36 \pm 0,06$	
	ZAVS3	$1,28 \pm 0,07$	

Les teneurs sont largement inférieures à celles des déchets solides produits dans la ville (en moyenne 10 à 80%). On peut estimer que la part de la matière organique des déchets lessivés par les eaux de la rivière reste faible. Le ratio moyen $MO_{(Eau)}/MO_{(Sédiment)}$ calculé pour la zone

urbaine égal à $3,7 \pm 0,2$ est faible par rapport à celui de la zone située en amont égal à $7,3 \pm 0,1$ et à celui de l'aval égal à $5,3 \pm 0,5$. Cela montre que la matière organique des eaux est plus accumulée dans les sédiments du cœur de la ville et permet de suspecter les déchets solides rejetés dans la zone urbaine comme sources potentielles d'enrichissement des sédiments en matière organique.

V.2. Répartition spatiale des Eléments Traces Métalliques dans les sédiments de la rivière

La matière organique accumulée par les sédiments est indicatrice d'une contamination biologique. Mais cette matière organique est biodégradable au cours du temps alors que la matière minérale va s'accumuler avec le temps et enrichir le milieu en éléments potentiellement. L'évaluation des teneurs en ETM peut alors mieux traduire le degré de contamination des sédiments. Le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb figurant sur la liste des métaux les plus rencontrés dans les déchets ménagers, leurs teneurs sont mesurées dans les sédiments en vue d'établir un lien entre le rejet des déchets et la dégradation de la qualité des eaux de la rivière. Les courbes de la figure 32 et de la figure 33 montrent les variations spatiales de la teneur de ces métaux dans les sédiments du lit de la rivière et ceci, de la zone en amont vers la zone en aval.

La teneur du cuivre varie de 12 mg/kgMS à 50 mg/kgMS dans les sédiments de la rivière. En la comparant à la valeur de 8 à 780 mg/kgMS retrouvée par Gabelle et al., (2006) dans les sédiments de la Deûle au nord de la France et à la valeur de la littérature comprise entre 10 et 2000 mg/kgMS), on peut estimer qu'on est en présence d'une légère contamination des sédiments de la rivière Kara par le cuivre.

Pour le nickel, la teneur varie entre 22 et 65 mg/kgMS. En la comparant aux valeurs de la littérature (20 à 250 mg/kgMS) et à celles des sédiments de la Deûle (18 à 36 mg/kMS) on en déduit que les sédiments de la rivière Kara sont modérément contaminés par le nickel.

La teneur du zinc évolue quant à elle entre 40 et 90 mg/kgMS, alors que la littérature donne des valeurs entre 50 et 2500 mg/kgMS. En les comparant aux valeurs de la littérature et celles retrouvées dans les sédiments de la Deûle (47 à 19 600 mg/kgMS), on peut prétendre qu'on est en présence d'une légère contamination des sédiments de la rivière Kara par le zinc.

Le plomb a quant à lui une teneur qui évolue entre 450 et 1600 mg/kgMS. En la comparant à la valeur de la littérature qui est de 10 à 20 000 mg/kgMS et de celle des sédiments de la

Deûle comprise entre 11 et 19 900 mg/kgMS on en déduit une légère contamination des sédiments de la rivière Kara par le plomb.

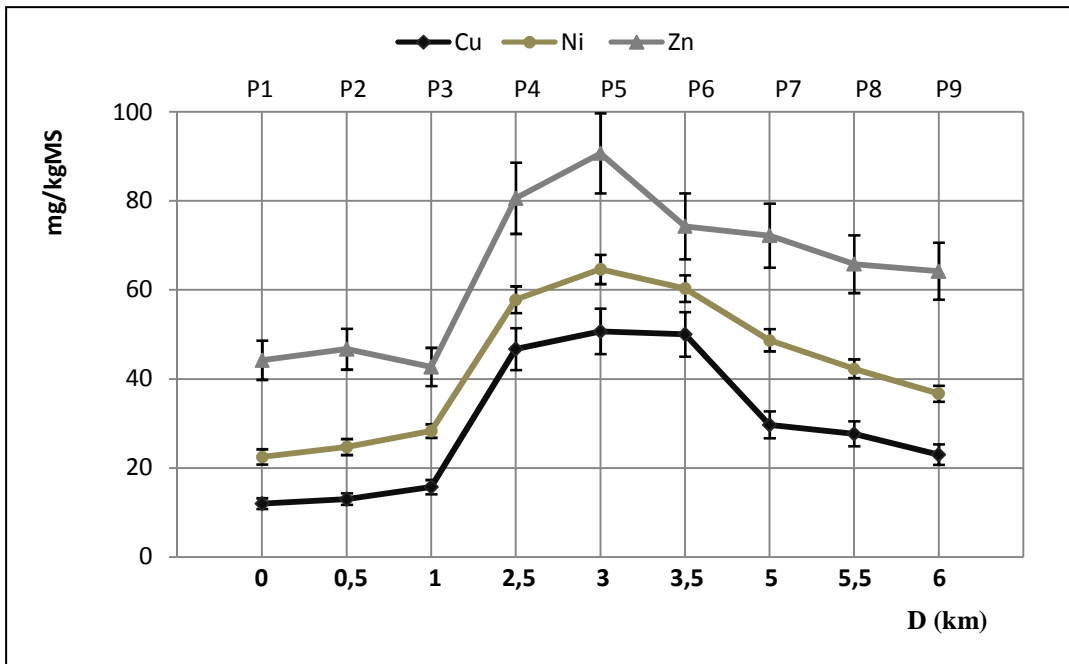


Figure 32: Variation spatiale de la teneur du cuivre, du nickel et du zinc dans les sédiments de la rivière

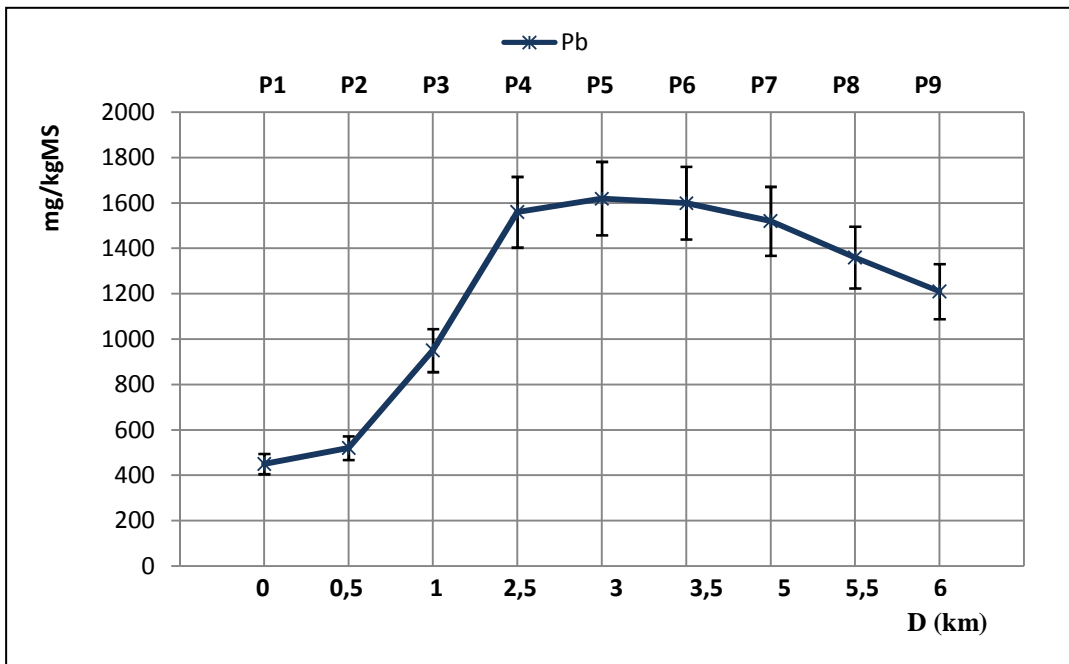


Figure 33 : Variation spatiale de la teneur du plomb dans les sédiments de la rivière

Les variations des courbes révèlent des concentrations plus élevées dans les sédiments de la zone urbaine lorsqu'on les compare à celles des sédiments de la zone en amont. Les teneurs tendent à diminuer ensuite progressivement de la zone urbaine vers la zone en aval surtout pour le plomb, le nickel et le zinc mais elles restent toujours supérieures à celles de la zone en amont.

Les variations traduisent également une accumulation plus importante des quatre métaux dans les sédiments de la zone urbaine et confirment l'impact des rejets de déchets solides et d'eaux usées dans la zone urbaine. L'ordre d'accumulation des métaux est $Pb > Zn > Ni > Cu$. Cet ordre respecte celui trouvé dans les fractions extrafines des deux gisements de déchets frais de la ville et permet de suspecter les déchets frais comme l'une des sources principales de contamination des sédiments par les métaux.

Les valeurs des concentrations prises isolément ne facilitent pas l'interprétation des degrés de contamination des sédiments. Pour établir un état plus précis du niveau de contamination des sédiments et faciliter la discussion, l'indice de contamination (I_C) est calculé pour chaque ETM en se référant à la teneur dans le sédiment choisi comme référence (Tableau 41). D'après l'échelle de contamination établie par l'Agence de l'Eau Artois Picardie (AEAP) en 1997 (Cf. III.3.2 Matériels et méthodes) dans le cadre de l'étude de contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et les rivières du nord de la France (Gabelle et al., 2006), on peut considérer que les sédiments de la rivière ne sont pas contaminés par le cuivre et le nickel qui présentent un $I_C < 1$ pour la zone en amont et $1 < I_C < 3$ pour les zones en aval et au cœur de la ville. L'évolution croissante de cet indice de l'amont vers le cœur de la ville montre toutefois une contribution de l'enrichissement des sédiments par les rejets urbains. Les valeurs de l' I_C retrouvées en aval sont, également dans l'ensemble, légèrement supérieures à celles de l'amont et montrent un transport des sédiments de la zone urbaine vers l'aval.

Tableau 41 : Evolution spatiale de l'indice de contamination des sédiments par le cuivre, le nickel, le zinc et le plomb.

	ZAMS1	ZAMS2	ZAMS3	ZUS1	ZUS2	ZUS3	ZAVS1	ZAVS2	ZAVS3
I_C (Cu)	0,6	0,7	0,8	2,3	2,5	2,5	1,5	1,4	1,2
I_C (Ni)	0,6	0,6	0,7	1,4	1,6	1,5	1,2	1,0	0,9
I_C (Zn)	3,4	3,6	3,3	6,2	7,0	5,7	5,6	5,1	4,9
I_C (Pb)	1,8	2,1	3,8	6,2	6,5	6,4	6,1	5,4	4,8

L'indice de contamination du zinc varie entre 3 et 7 et montre que les sédiments de la rivière sont modérément contaminés par ce métal. Cette tendance est également aussi retrouvée pour le plomb dont l'indice de contamination évolue entre 3 et 6,5 à l'exception des sédiments de ZAMS1 et ZAMS2. Les plus fortes valeurs sont observées dans la zone urbaine et confirment l'impact des rejets urbains sur le niveau d'accumulation des métaux dans les sédiments. Le calcul de l'I_C permet d'établir un ordre de contamination différent de celui obtenu à partir les teneurs totaux. Cet ordre est (Zn ≈ Pb > Cu > Ni).

V.3. Potentiel de remobilisation de la pollution stockée dans les sédiments de la rivière

Le potentiel de remobilisation des ETM est évalué par le test de lixiviation réalisé avec de l'eau distillée qui ne contient pas d'éléments organiques ou minéraux comme l'eau de la rivière. Dans la rivière un équilibre est établi entre les concentrations des éléments dans l'eau et leurs concentrations dans le sédiment. Lorsque les sédiments sont extraits et remis en lixiviation, ils remobilisent les éléments selon un nouvel état d'équilibre. Ce nouvel état d'équilibre informe sur la capacité du sédiment à mobiliser les composés mais ce n'est pas le même équilibre qui se mettra en place dans la rivière. De plus, les données de la littérature (Yılmaz et Tuğrul, 1998 ; Korfali et Davies, 2000 ; Li-Jyur et al. 2003) ont montré que la remobilisation des ETM est plus conditionnée par les conditions physico-chimiques et biologiques à l'interface eau-sédiment que par les quantités accumulées. Ainsi, le test de lixiviation effectué en condition accélérée avec de l'eau distillée permet seulement d'évaluer

les risques de transfert des ETM des sédiments vers l'eau de la rivière. Ainsi, outre les mesures des teneurs en ETM dans les solutions issues des tests d'autres paramètres tels que le pH, le TAC, la conductivité, le COD, et le SUVA sont également mesurés pour établir des corrélations entre la qualité physico-chimique de la solution et les quantités des ETM remobilisés. Le tableau 42 regroupe l'ensemble des valeurs obtenues sur les différents échantillons.

Les valeurs du pH varient entre 6,4 – 7,2. Elles sont légèrement acides pour les échantillons de la zone en amont et neutres pour ceux de la zone urbaine et de la zone en aval. Elles sont favorables à la remobilisation des éléments métalliques liés à la fraction échangeable des sédiments. Ces valeurs de pH sont comprises entre celles des eaux de la rivière (7,4 – 8,8) et celles obtenues sur les solutions issues des tests de lixiviation des déchets frais de la ville (6,5 – 7). Ce qui permet d'avancer l'hypothèse d'une contribution des déchets dans les composés accumulés par les sédiments car le test de lixiviation force la redissolution des composés.

Les valeurs du TAC sont plus élevées pour les solutions obtenues sur les échantillons de la zone en aval et du cœur de la ville et confirment donc une accumulation plus importante d'hydrogénocarbonate dans les sédiments suite aux divers rejets de déchets solides et d'eaux usées effectués dans la zone urbaine. Ces valeurs sont toutefois, inférieures à celles des eaux de la rivière et montrent que la part des ions hydrogénocarbonates qui précipitent dans les sédiments est faible à cause du pH basique des eaux de la rivière. Les variations du TAC semblent être en accord avec celles du pH.

Les variations de la conductivité tendent à suivre celles du pH et du TAC qui sont aussi fonctions des quantités de la charge ionique des solutions. Les valeurs sont alors plus élevées dans les solutions des sédiments de la zone en aval et du cœur de la ville. Le test de lixiviation forçant la redissolution des composés accumulés, l'écart observé permet d'avancer l'hypothèse d'une contribution des rejets urbains dans les substances stockées par les sédiments de la rivière et plus précisément les composés organiques et minéraux chargés. En comparant les conductivités de ces solutions à celles des solutions issues des tests de lixiviation des déchets frais de la ville qui sont de l'ordre de ms/cm et à celles des eaux de la rivière qui sont de l'ordre de μ s/cm, on en déduit que la charge ionique remobilisée est plus liée à la composition naturelle du sédiment qu'à une accumulation des composés issus de la dissolution des déchets. Toutefois, l'écart entre les valeurs de l'amont et celles du cœur de la ville peut confirmer l'hypothèse de la contribution des rejets effectués dans la zone urbaine.

Le COD des solutions des sédiments prélevés dans la zone urbaine et dans la zone en aval est presque 2 fois plus élevé que celui des sédiments de la zone en amont. On peut supposer que

cet écart est corrélable à la quantité de matière organique accumulée par les sédiments. En effet, ce sont les sédiments des zones urbaine et de l'aval qui présentent les plus fortes teneurs en matière organique et donc susceptibles de libérer plus de composés organiques. Le COD des solutions des sédiments est très faible, comparé à celui des lixiviats des déchets frais de la ville mais plus proche de celui des eaux de la rivière. On peut alors estimer que le COD remobilisé est plus dû à une contribution autochtone qu'anthropique. Mais la redissolution forcée des composés au cours du test de lixiviation ne reflète pas l'équilibre entre la charge organique de l'eau de la rivière et celle des sédiments.

Les valeurs de l'indice SUVA obtenues sur l'ensemble des solutions des sédiments de la rivière (en moyenne entre 50 et 55 L/cm/gC) sont élevées et sont liées à des proportions fortes en AH* et HPO* et sont en accord avec les données de la littérature (10 à 15% pour les AH* et 60 à 70% pour les HPO*). Il n'y a pas de différences assez significatives entre les valeurs obtenues en amont, au cœur de la ville et en aval pour porter des conclusions sur l'impact des rejets. Ce qui montre que les composés organiques les plus aromatiques et les plus hydrophobes libérés proviennent plus de la matière organique naturelle des sédiments que celle accumulée par un apport extérieur.

L'ensemble des paramètres physico-chimiques pH, TAC, conductivité, COD, le SUVA et la répartition de la matière organique des solutions en fonction du caractère hydrophobe sont déterminants dans les quantités des éléments métalliques remobilisés lors du test de lixiviation des sédiments. Les valeurs obtenues sur les divers échantillons montrent qu'il n'y a pas de différences assez significatives entre les quantités remobilisées dans les échantillons, d'une zone à une autre, et ceci pour les quatre métaux considérés (Tableau 42). On peut estimer que le test de lixiviation appliqué avec une solution d'extraction comme l'eau ultra-pure, sur une durée d'agitation de 48 heures et avec un rapport L/S = 10, ne modifie pas de façon subséquente les conditions de transfert des éléments métalliques à l'interface eau-sédiment en fonction de leur concentration initiale dans la phase solide des sédiments. Toutefois, les quantités remobilisées sont fonction de la nature de l'élément métallique, de la matière organique et de la spéciation de chaque espèce métallique.

Le plomb, dont la teneur est la plus élevée dans les sédiments, est le moins remobilisé parmi les quatre métaux avec un ratio $ETM_{(Lix)}/ETM_{(Séd)}$ très faible inférieur à $0,5 \cdot 10^{-3}$. Cette faible mobilisation du plomb peut s'expliquer par sa spéciation et sa répartition dans les différentes fractions. En effet, les données de la littérature ont montré que le plomb présente une forte affinité avec la matière organique, puis avec les oxydes de fer et les carbonates (Cohen et al.,

1993 ; Akcay et al., 2003 ; Korfali et Davies., 2004). La remobilisation du plomb est alors plus favorable dans des solutions à pH plus acide et plus oxydantes. Ce n'est pas le cas des solutions obtenues lors des tests de lixiviation des sédiments. L'évolution du ratio $ETM_{(Lix)}/ETM_{(Séd)}$ montre une corrélation entre la quantité de la matière organique accumulée et la capacité du plomb à être remobilisé. Plus la teneur en matière organique est importante plus le plomb est retenu dans la phase solide du sédiment (Tableau 42). Le seuil fixé par l'OMS sur la concentration du plomb dans l'eau potable est de 0,01 mg/L. Or la quantité de plomb relarguée dans la solution présente une valeur moyenne de 0,02 mg/L soit 2 fois plus importante. Le plomb accumulé par les sédiments peut alors contribuer à la dégradation de la qualité des eaux de la rivière Kara.

Tableau 42 : Valeurs des paramètres physico-chimiques des solutions issues des tests de lixiviation des sédiments

Paramètres	Unité	Zone amont			Zone urbaine			Zone aval		
		ZAMS1	ZAMS2	ZAMS3	ZUS1	ZUS2	ZUS3	ZAVS1	ZAVS2	ZAVS3
pH	-	6,6	6,5	6,4	6,7	6,5	6,8	6,9	7	7,2
TAC	°F	0,50	0,45	0,55	1,05	1,10	1,00	1,75	1,90	1,60
χ	ms/cm	11,6	10,4	12,6	30,3	30,5	28,8	32,8	36,00	30,6
COD	mgC/L	3,61	3,67	3,72	5,04	5,67	5,43	5,17	5,14	4,98
SUVA	L/cm/gC	54,84	56,71	54,83	49,00	47,97	48,95	50,56	51,37	52,33
AH*	%	14	13	13	11	10	12	11	10	11
HPO*		65	66	64	63	61	59	63	63	64
TPH*		8	6	7	8	9	9	7	8	8
HPI*		13	15	16	18	20	20	19	19	17
Cu	μg/kgMS	212	234	226	216	203	198	235	208	188
Ni		684	663	697	704	692	631	632	656	658
Zn		462	447	438	516	489	507	478	486	492
Pb		202	196	186	246	257	250	234	244	226
Cu	ETM _{Lix} /ETM _{Séd} (10 ⁻³)	17,7	18,0	14,4	4,6	4,0	3,9	8,0	7,5	8,2
Ni		30,4	26,8	24,6	12,2	10,7	10,5	13,0	15,5	18,0
Zn		10,5	9,6	10,3	6,4	5,4	6,8	6,6	7,4	7,7
Pb		0,45	0,37	0,20	0,16	0,16	0,16	0,15	0,18	0,19

Le cuivre semble présenter une bonne capacité à être remobilisé avec un $ETM_{(Lix)}/ETM_{(Séd)}$ qui évolue entre 4.10^{-3} et 18.10^{-3} malgré sa teneur assez faible dans les sédiments. Le ratio calculé sur les sédiments de la zone en amont est légèrement supérieur à celui du nickel et à celui du zinc. Mais dans la zone urbaine où les sédiments sont plus enrichis en matière organique, son ratio est plus faible que celui du nickel et à peu près similaire à celui du zinc. Ce comportement du cuivre peut être lié à sa spéciation dans le sédiment (Korfali et Davies, 2004 ; Liu et Zhao., 2007). En effet, les données de la littérature ont montré une forte affinité du cuivre à la matière organique et plus spécifiquement aux macromolécules organiques telles que les AH* et les HPO*. Or ces substances sont en fortes proportions dans les composés organiques des solutions des sédiments. Elles peuvent alors favoriser le transfert du cuivre du sédiment vers l'eau. Les lignes directrices de l'OMS fixent la teneur maximale du cuivre dans les eaux potables à 2 mg/L, or la quantité relarguée est en moyenne égale à 0,02 mg/L. On peut alors estimer que le cuivre accumulé par les sédiments ne présente pas un risque pour la pollution pour les eaux de la rivière Kara.

Le zinc et le nickel semblent présenter également une bonne capacité à être remobilisés dans les sédiments avec un ratio $ETM_{(Lix)}/ETM_{(Séd)}$ qui évolue respectivement entre 5.10^{-3} et 10.10^{-3} pour le zinc puis entre 10.10^{-3} et 30.10^{-3} pour le nickel. Cette facilité de remobilisation du zinc et du nickel peut s'expliquer aussi par leur spéciation dans la phase solide des sédiments. D'après la littérature, les deux métaux seraient plus présents dans les fractions liées aux oxydes de fer et de manganèse et aux carbonates et dans la fraction échangeable (Li-Jyur et al., 2003 ; Akcay et al., 2003 ; Gabelle et al., 2006). Le pouvoir réducteur et le pH légèrement acide des solutions des sédiments sont alors favorables à la remobilisation des deux métaux. Il existe également une légère corrélation entre la teneur en matière organique et la capacité des deux métaux à être remobilisés. Plus le sédiment est riche en matière organique, plus cette capacité est faible. On peut donc prétendre qu'une partie des métaux est associée à la matière organique non mobilisable au cours du test de lixiviation. Les valeurs guides de l'OMS relatives eaux potables sont respectivement 0,07 mg/L pour le nickel et 3 mg/L pour le zinc. Les concentrations obtenues dans les solutions des sédiments sont en moyennes 0,07 mg/L pour le nickel et 0,04 mg/L pour le zinc. On peut alors estimer qu'il existe des risques de contamination des eaux de la rivière Kara par le zinc et que ces risques sont assez faibles pour une contamination par le nickel.

Le test de lixiviation a permis d'établir un classement des quatre ETM selon leur aptitude à être transféré vers les eaux de la rivière. Ce classement est ($Ni > Zn \approx Cu > Pb$) et est différent

de celui obtenu par le calcul de l'indice de contamination I_C des sédiments. Cet ordre n'est pas forcément celui qu'on doit retrouver dans les eaux de la rivière car le test de lixiviation force la remobilisation des espèces métalliques et l'équilibre entre les concentrations des espèces dans l'eau de la rivière et les sédiments est différent de celui établi lors des tests de lixiviation.

L'étude des sédiments de la rivière a montré une forte accumulation de matière organique et surtout d'ETM dans les échantillons prélevés dans la zone en aval et au cœur de la ville par comparaison à celle de la zone en amont. L'application du test de lixiviation sur les différents échantillons a permis d'une part, d'identifier quelques différences dans la quantité et la qualité des éléments minéraux accumulés par les sédiments et d'autre part, d'apporter des informations sur la qualité de la matière organique accumulée. Cette matière organique est pratiquement identique quelles que soient les zones de provenance des sédiments. Ce test a montré également que le nickel et le zinc sont les ETM les plus facilement remobilisés et que le plomb et le nickel présentent les risques de contamination les plus élevés pour les eaux de la rivière.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce travail de recherche a été réalisé dans le cadre d'une convention de co-tutelle entre l'Université de Lomé et l'Université de Limoges à travers le Laboratoire GTVD et le GRESE. Ce travail vise à identifier et à utiliser des indicateurs pertinents pour évaluer l'impact de dépôt des déchets ménagers et assimilés de la ville de Kara sur la dégradation de la qualité des eaux de la rivière Kara. Les données obtenues à l'issue des travaux doivent servir de guide pour la définition d'un nouveau mode de gestion intégrée des déchets de la ville et des eaux de la rivière.

La recherche bibliographique a révélé l'absence de données sur le flux, la nature et le mode de gestion des déchets de la ville de Kara à l'image de celle de la plupart des villes des PED. Des campagnes de caractérisation des déchets de la ville sont alors réalisées pour obtenir les données. Parallèlement, une étude de la qualité des eaux de la rivière est effectuée et a permis d'établir un lien entre la dégradation de la qualité des eaux et le mode de gestion des déchets de la ville.

Deux gisements de déchets ont été ciblés dans cette étude en raison de leur origine et mode de gestion très différents. Ils sont assez représentatifs des DMA de la ville. Le gisement noté G1 est constitué en saison sèche, il est représentatif des déchets frais des ménages situés dans la zone périphérique de la ville et le gisement noté G2 constitué en saison humide est représentatif des déchets frais des activités et des ménages situés au cœur de la ville. Quatre fractions granulométriques et neuf catégories des déchets ont été utilisées pour déterminer la composition physique des déchets. Les analyses approfondies ont été réalisées sur la fraction putrescible (fraction la plus organique et la plus réactive à la biodégradation) et sur les fractions fines et extrafines (fractions plus importantes en pourcentage dans les déchets).

Les résultats de la caractérisation ont montré que les fractions fines et extrafines représentent en moyenne 70% de la masse sèche du gisement G1 et 50% pour le gisement G2. Le gisement G2 est plus riche en fraction putrescible soit 20% de la masse sèche contre seulement 7% pour le gisement G1. Ces écarts ont été justifiés par le mode de gestion différent des deux gisements. L'humidité initiale très différente (42% pour G2 et 3% pour G1) a été attribuée en partie à la période de constitution des gisements : saison humide et saison sèche. Les teneurs en matière organique sont pratiquement identiques pour les différentes fractions étudiées et sont en moyenne 70% pour les putrescibles, 20% pour les fines et 10% pour les extrafines. Les teneurs en éléments métalliques dans les fractions extrafines ont montré que les déchets sont riches en plomb. Il existe des différences dans la composition physique des deux gisements mais les fractions les plus représentatives ont une composition chimique similaire.

L'étude approfondie des deux gisements par l'application d'un test de lixiviation développé par Parodi et al., (2010) a confirmé que la fraction putrescible est la plus réactive à la biodégradation et est suivie des fines et des extrafines. Les résultats ont montré qu'à l'échelle des gisements, G2 semble être plus réactif à la biodégradation avec une production de biogaz estimée dans le ciel gazeux à (22% de CO₂ et 0,09% de CH₄) contre (11% de CO₂ et 0,28% de CH₄) pour G1. L'étude de la qualité des lixiviats par les paramètres simples tels que le pH, la conductivité, ratios COD/MO, AGV/COD et l'indice SUVA a confirmé les différences de comportement à la biodégradation des fractions à l'échelle des gisements. Globalement G2 devrait avoir des phases de dégradation plus longues que celles de G1. La caractérisation de la matière organique des lixiviats a révélé un fort pourcentage de composés hydrophiles très biodégradables notamment les HPI* confirmant l'état frais des déchets et un comportement similaire à la biodégradation pour les différentes fractions étudiées.

Concernant la capacité des déchets à mobiliser les polluants, la fraction putrescible présente les plus grandes facilités à relarguer les polluants organiques et est suivie de la fraction extrafine puis de la fraction fine. A l'échelle des gisements, c'est G2 qui présente la plus grande facilité à mobiliser les polluants organiques. La fraction extrafine de G1 moins riche en éléments métalliques semble avoir la plus grande facilité à relarguer les métaux et en particulier le plomb.

L'étude de la qualité bactériologique et physico-chimique des eaux de la rivière, couplée avec l'évaluation du niveau de contamination des sédiments et leur capacité à remobiliser les polluants accumulés a montré un lien entre la dégradation de la qualité des eaux de la rivière et le mode de gestion des déchets. Les indicateurs les plus pertinents qui ont permis d'établir ce lien sont les variations spatio-temporelles des paramètres tels que la charge bactériologique, la température, le pH, la conductivité, le TAC, la charge organique et le caractère hydrophobe de cette matière organique. En effet, les résultats ont montré que les valeurs de ces paramètres présentent des pics dans la zone urbaine et plus particulièrement en début de saison pluvieuse correspondant à une arrivée et une présence massive des déchets solides dans les eaux de la rivière. Les quantités d'ETM accumulés par les sédiments sont apparues également comme des indicateurs assez pertinents de l'impact des déchets sur la dégradation de la qualité des eaux de la rivière car les résultats ont montré des teneurs très élevées de cuivre, de nickel, de zinc et de plomb dans les échantillons prélevés sur les sites situés au cœur de la ville. La part du plomb et du nickel pouvant être remobilisée par les

sédiments est également un indicateur des risques de dégradation de la qualité des eaux de la rivière.

Les indicateurs définis dans le cadre de cette étude ont effectivement montré un lien étroit entre le mode de gestion des déchets de la ville de Kara et l'évolution de la dégradation de la qualité des eaux de la rivière Kara. Compte tenu des usages multiples des eaux, notamment pour la production maraîchère par les populations riveraines, des actions doivent être menées pour la mise en place d'un système adéquat de collecte, de stockage et d'élimination des déchets solides et des eaux usées pour réduire non seulement leur impact négatif sur les eaux de la rivière mais aussi pour assainir durablement la ville. Les informations obtenues sur les déchets ménagers et assimilés de la ville pourront servir de guide pour le choix d'un mode d'élimination tel que le compostage qui permettra aux maraîchers d'améliorer la production et d'abandonner la pratique d'épandage direct des déchets solides sur les sols cultivés.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adani F., Lozzi P., Genevini P. 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science and Utilization*, 9(2), 163-178.

Adani F., Tambone F., Gotti A. 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24(8), 775-783.

ADEME (1999c), Ecotoxicité des sols et des déchets : extraction des polluants. ADEME éditions, Paris, 138 pages.

ADEME, 1993. MODECOM - Méthodes de caractérisation des ordures ménagères. 2ème édition, Paris : ADEME Edition, 1993, 64p.

ADEME, 1999. Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations. ADEME Éditions, Paris, 106 pages.

ADEME, 1999a. La composition des ordures ménagères en France (données et références). Ademe Editions, Paris.

ADEME, 2000. Déchets municipaux 2 ème édition. ADEME édition, Paris, 11 pages.

ADEME, 2000a. Atlas des déchets en France 2ème édition (données et références). ADEME éditions, Paris, 27 pages.

ADEME, 2005a. Gestion des déchets ménagers ; Etude de préfiguration de la campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères ; Rapport intermédiaire : les objectifs Version définitive. <http://www.sinoe.org/espaceInfos/rubrique/consultDoc.php?IDDOC=86&P HPSE SID=dd36cc942daf00cd6f799e4de2b1fa78>.

ADEME, 2009. Les déchets en chiffres en France. Ademe Editions, Paris.

ADEME, Biodégradabilité et matériaux polymers biodegradables, note de synthèse, 2005, 10P.

Agdag O.N., Sponza D.T. 2007. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, 140(1-2), 75-85.

Agren S. 2002. The possible similarity between organic substances in leachates and forest waters. In : *Proceeding of Kalmar Eco-Tech 01, Leachate and wastewater treatment with high-tech and natural systems*. Hogland W. (Ed), 26-28 November 2001, Kalmar, Sweden.

Aguilar-Juarez O. 2000. Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de doctorat, INSA de Toulouse.

Aina, M., 2006. Expertises des centres d'enfouissement des déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites. Thèse de doctorat N°46, Université de Limoges.

Aina, M., Matejka, G., Thonart, P., Hillisgmann, S., 2007. Caractérisation physico-chimique de l'état de dégradation de déchets stockés dans une décharge sèche (zone semi- aride): site expérimental de Saaba (Burkina Faso). *Déchets, Sciences et Techniques* n°47 / Juillet-Aout-Septembre 2007.

Akcay H., Oguz A., Karapire C. 2003. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water Research* 37 (2003) 813–822.

Alabaster, J.S., Lloyd, D.S., 1982. Finely divided solids. In: Alabaster, J.S., Lloyd, D.S. (Eds.), *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworth, London, pp. 1–20.

Alexander L.N. van Nuijs, Bert Pecceu, Laetitia Theunis, Nathalie Dubois, Corinne Charlier, Philippe G. Jorens, Lieven Bervoets, Ronny Blust, Hugo Neels, Adrian Covaci Spatial and temporal variations in the occurrence of cocaine and benzoylecgonine in waste- and surface water from Belgium and removal during wastewater treatment. *Water Research*, Volume 43, Issue 5, March 2009, Pages 1341-1349.

Aloueimine, S. O., Matejka, G., Zurbrugg, C., SIDI, M., MEO, 2006a. Caractérisation des ordures ménagères à Nouakchott – Partie 1 : Méthode d'échantillonnage. *Déchets, Sciences et Techniques* n° 44, décembre 2006.

Aloueimine, S. O., Matejka, G., Zurbrugg, C., SIDI, M., MEO, 2006b. Caractérisation des ordures ménagères à Nouakchott – Partie 2 : Résultats en saison sèche et en saison humide » *Déchets, Sciences et Techniques* n° 44, décembre 2006.

American Public Health Association (APHA), 1998. American Water Works Association and Water Environment Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. American Public Health Association, Washington, USA.

Angelidaki I., Alves M. [et al.]. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology* 59 (5), 927-934.

Angelidaki I., Anaerobic biodegradability of macropollutants. In : Ligthart J. and Nieman H. (Eds). *Workshop on Harmonisation of anaerobic biodegradation, activity and inhibition assays*, Institute for environment and sustainability, Italy, 2002, 16p.

ANRED, 1992. Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets, France- Contribution à une évaluation des flux et filières des déchets dans les Pays du Sud – Déchets solides municipaux des PVD/Etude pays par pays – (les Transformeurs), Janvier 1992, 115p.

APHA, AWWA, WEF, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington, D.C.

Aran C. 2001. Modélisation des écoulements des fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat, INP de Toulouse.

Arickx S., Van Gerven T. [et al.]. 2007. Influence of treatment techniques on Cu leaching and different organic fractions in MSWI bottom ash leachate. *Waste Management*, 27(10), 1422-1427.

- Arinola, O.G., Arinola, A.M., 1995. "Solid waste in urban and rural areas of Ibadan, Nigeria : composition, treatment and public health concerns." *Compost Science & Utilization* 3 (3): 80-83.
- Artinger R., Buckau G., Geyer S., Fritz P., Wolf M. & Kim J. (2000). Characterization of groundwater humic substances: influence of sedimentary organic carbon. *Appl. Geochem.*, 15, 97-116.
- Artiola-Fortuny J. & Fuller W. (1982). Humic substances in landfill leachates - Humic acid extraction and identification. *J. Environ. Qual.*, 11, 663-668.
- Asomani-Boateng, R., Haight, M., Furedy, C., 1996. "Community composting in west Africa." *Biocycle* 38 (01): 70-71.
- Assadian N.W., Fenna L.B., Flores-Ortiz M.A., Ali A.S. (1999), Spatial variability of solutes in a pecan orchard surface-irrigated with untreated effluents in the upper Rio Grande River basin. *Agricultural Water Management* 42 143±156.
- Atlas Economique Mondial, 2007. PIB et PNB de l'Afrique sub-saharienne. CIA's World Fact Book.
- Augenstein D. & Pacey J., Modeling landfill methane generation. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1991, Third International Waste Management and Landfill Symposium*, Oct. 1991a, Cagliari, Italy, 1991, pp. 115-148.
- Augenstein D., Yazdani R., Mansoubi A. & Pacey. 1999. Yolo County controlled landfill demonstration. In: T.H Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Landfill Symposium*, 2003, Cagliari, Italy, 1, 235-242.
- Aulin C., Bozkurt S., Moreno L. & Neretnieks I. (1997). The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals. In : *Proceeding of Sardinia 97, 6th International Landfill Symposium*. Christensen T.H., Cossu R., Stegmann R. (Eds). Pula. Sardinia.
- Baccini P., Henseler G. [et al.]. 1987. Water and element balances of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 5(4), 483-499.
- Barlaz M., Ham R., Schaefer D. 1990. Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(6), 557-584.
- Barlaz M.A. Ham R.K. et Schaefer D.M. 1989. Mass balance analysis of anaerobically decomposed refuse in laboratory scale lysimeters. *Journal of Environmental Engineering*, 115, 1088-1102.
- Barlaz M.A., Rooker A.P., Kjeldsen P., Gabr M. A. & Borden R.C. 2002. Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills (Policy Analysis). *Environ. Sci. Technol.*, 36(16), 3457-3464.
- Baudu M. 1995. Pollution urbaine par temps de pluie: qualité et traitement des rejets, *Recueil des interventions, Université d'été- ENSIL- Limoges*, 20, pp 1-20.

Bayard R., De Araújo Morais J. [et al.]. 2010. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 23-32.

Bédir M. (1995), Mécanismes géodynamiques des bassins associés aux couloirs de coulissement de la marge atlasique de la Tunisie. Thèse doc. Es-sciences. Fac Sc. Tunis.

Belevi H., Baccini P. 1989. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 7(1), 43-56.

Belyaeva, O.N., Haynes, R., 2009. Chemical, microbial and physical properties of manufactured soils produced by co-composting municipal green waste with coal fly ash. *Bioresource Technology* 100 (2009) 5203–5209.

Ben Ammar S., Gillet G., Pineau J-L. (2006). Les enjeux de la caractérisation des déchets ménagers pour le choix de traitements adaptés dans les pays en développement. Résultats de la caractérisation dans le Grand Tunis. Mise au point d'une méthode adaptée. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine.

Bertanza G, Cavallari S. [et al.]. 2001. Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions. In *Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

Berthe C. 2006. Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

Berthe C., Redon E., Feuillade G. 2008. Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: An indicator of waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 262-271.

Berthe L., Druilhe C. [et al.]. 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems Engineering*, 97(1), 75-88.

Bhattacharyya J., Kumar S., Devotta S. 2008. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. *Waste Management*, 28(1), 164-169.

Bilgili M.S., Demir A., Varank G. 2009. Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: A pilot scale study. *Bioresource Technology*, 100(21), 4976-4980.

Bilgili M.S., Demir A., Varank G. 2009. Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: A pilot scale study. *Bioresource Technology*, 100(21), 4976-4980.

Binner E., Zach A. 1999. Biological reactivity of residual wastes and dependence on the duration of pretreatment. *Waste Management and Research*, 17(6), 543-554.

Bird, G., Brewer, P.A., Macklin, M.G., Balteanu, D., Driga, B., Serban, M., Zaharia, S., 2003. The solid partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, northwestern Romania and eastern Hungary. *Appl. Geochem.* 18, 1583-1595.

Bliefert et Perraud 2001 - *Chimie de l'environnement – air, eau, sols, déchets*, ed. DeBoeck Université.

Boda B. (2002). Evaluation of stability parameters for landfills. PhD. Thesis in in Civil and Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State university, 48 pages.

Bolea E., Gorriz M.P. [et al.]. 2006. Multielement characterization of metal-humic substances complexation by size exclusion chromatography, asymmetrical flow field-flow fractionation, ultrafiltration and inductively coupled plasma-mass spectrometry detection: A comparative approach. *Journal of Chromatography A*, 1129(2), 236-246.

Bozkurt S., Moreno L. & Neretnieks I. 2000. Long-term processes in waste deposits. *Sci. Total Environ.*, 250, 101-121.

Brizard Y. 2001. L'électrocoagulation appliquée à la production d'eau potable au moyen d'électrodes de fer. Thèse de doctorat - Université de Limoges.

Calace N. & Petronio B.M. (1997). Characterization of high molecular weight organic compounds in landfill leachate : humic substances. *J. Environ. Sci. Health*, A32(8), 2229-2244.

Campbell, P.G.C., 1995. Interaction between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A., Turner, D.R. (Eds), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. John Wiley, New York, pp. 45-102.

Campbell, P.G.C., et A. Tessier. 1996. Ecotoxicology of metals in aquatic environments: Geochemical aspects. Dans : *Ecotoxicology: A hierarchical treatment*, M.C. Newman et C.H. Jago, éd. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Ceballero S. 2001. Essais de traitement d'un lixiviat stabilisé de décharge d'ordures ménagères par électrocoagulation. Etude du comportement de la matière organique. Rapport de DEA - Université de Limoges.

Charnay, F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les PED : Elaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de Doctorat N° 56. Université de Limoges.

Chiampo F., Conti R., et Cometto D. 1996. Morphological characterization of MSW landfills. *Resources, Conservation Recycling*, 17: 37-45.

Chian E.S., DeWalle F.B. 1976. Sanitary landfill leachates and their treatment. *ASCE J Environ Eng Div*, 2(2), 411-431.

Christensen T.H., Kjeldsen P. [et al.]. 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), 119-202.

- Clarisse, O. (2003) Approche Géochimique du fonctionnement et de la dynamique des vasières de l'estuaire de la Seine. Thèse de Doctorat, Université de Lille I, France, 215p.
- Clark M.M. & Jucker M. (1993). Interactions between hydrophobic ultrafiltration membranes and humic substances. Membranes technology conference, 1-4 august 1993, Baltimore.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptional model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210:223-253.
- Cohen Y., Kress N. and Hornung H. (1993) Organic and trace metal pollution in the sediments of the Kishon River (Israel) and possible influence on the marine environment. *Wat. Sci.Tech.* 27(7-8), 439-447.
- Cossu R., Raga R. 2008. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*, 28(2), 381-388.
- de Jong D. 2002. 'Global Change' Impact of Inter-Annual Variation in Water Discharge as a Driving Factor to Dredging and Spoil Disposal in the River Rhine System and of Turbidity in the Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 969-991.
- Delineaut T. & Budka A. 2000. Rapport final SITA: état de l'art, le concept du bioréacteur.
- Ehrig H.J. 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management & Research*, 1(1), 53-68.
- El-Fadel M., Bou-Zeid E. [et al.]. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269-282.
- El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O. 1997. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50(1), 1-25.
- Espinosa Lloréns M.D.C., Torres M.L. [et al.]. 2008. Characterization of municipal solid waste from the main landfills of Havana city. *Waste Management*, 28(10), 2013-2021.
- Farquhar G., Rovers F. 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(4), 483-495.
- Feuillade G., Lagier T et Matejka G. (2001). Les métaux lourds dans les décharges d'ordures ménagères : synthèse des connaissances. Partie II : Principaux processus conduisant à la libération des métaux lourds et différents scénarii envisageables. *Tribune de l'Eau*, 611/3, 25-36.
- Feuillade G., Parodi A., Redon E. 2009. Relation between organic matter properties in leachate and biogas production from MSW landfilling. In *Proceedings Sardinia, 12th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*.
- Fewtrell, L., Bartram, J. 2001. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. World Health Organization Water Series IWA Publishing, London, UK.
- Flyhammar P. 1997. Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. *Science of The Total Environment*, 198(2), 123-133.

- Flyhammar P., Håkansson K. 1999. The release of heavy metals in stabilised MSW by oxidation. *Science of The Total Environment*, 243-244, 291-303.
- Folléa, V., Brunet, F., Benrabia, N., Bourzai, M. P., Faucompre, P., 2001. "Revue comparative des modes de gestion des déchets urbains adoptés dans différents pays de la ZSP." Agence française du Développement. octobre 2001. 24.
- Forster J., Zech W., Würdinger E. 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils*, 16(2), 93-99.
- François V. 2004. Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- François V., Feuillade G., Skhiri N., Lagier T & Matejka G. 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of Municipal Solid Waste. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 1008-1015.
- Frias J., Ribas F. and Lucena F. (1992) A method for the measurement of biodegradable organic carbon in waters. *Water Res.* 26, 255–258.
- Frimmel F.H. & Weis. 1991. Ageing effects of high molecular weight organic acids which can be isolated from landfill leachates. *Water Sciences Technology*, 23, 419-426.
- Gabelle C., Ouddane B., 2006. Etude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du nord de la France. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Technologie de Lille, UFR de Chimie.
- Gachet C., 2005. Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats, thèse, Institut National des Recherches Appliquées de Lyon.
- Garcia-Armisen T., Servais, P. Lebaron, P. Tournon, A., Petit, F. 2006. Etude de la dynamique des *Escherichia coli* dans les rivières du bassin de la Seine. Thèse de doctorat, Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles.
- Gerba, C.P. and McLeod, J.S. 1996. Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters. *Applied and Environmental Microbiology* 32 (1), 114-120.
- Gippel, C.J., 1995. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrol. Process.* 9 (1), 83–97.
- Gómez R.B., Lima F.V. [et al.]. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology*, 96(10), 1153-1159.
- Gomez R.B., Lima F.V., [et al.]. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management Research*, 24(1), 37-47.
- GWP TEC (2004). Catalyser le changement : manuel de développement de la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) et des stratégies d'efficience de l'eau. Partenariat mondial de l'eau, Stockholm, Suède.

- Hage J., Mulder E. 2004. Preliminary assessment of three new European leaching tests. *Waste Management*, 24(2), 165-172.
- Hale Boothe D.D., Smith M.C., Gattie D.K. & Das K.C. (2001). Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction. *Advances in Environmental Research*, 5, 285-294.
- Harmsen J. 1983. Identification of organic compound in leachate from a waste tip. *Wat. Res.*, 17, 669-705.
- Harries C., Cross C., Smith R. 2001a. Application of Biochemical methane Potential (BMP) testing to the study of municipal solid waste decomposition in MSW lysimeter. In *Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Harries C., Cross C., Smith R. 2001b. Development of a Biochemical methane Potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. In *Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M. & Boudabous, A. 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology* 80, 217-225.
- Heasman L. 1997. Leaching tests to assess the environmental impact of waste. In *Proceedings Sardinia, 6th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Hebette A., (1996). *Guide pratique de la gestion Afrique sub-saharienne des déchets solides urbains*, IAGU-GREA ISBN 2-919894-02-1 Banque Mondiale, page 14, 154 pages.
- Jensen D.L., Ledin A., Christensen T.H. 1999. Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, 33(11), 2642-2650.
- Jun D., Yongsheng Z. [et al.]. 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1-2), 240-248.
- Kalbe U., Berger W. [et al.]. 2008. Evaluation of leaching and extraction procedures for soil and waste. *Waste Management*, 28(6), 1027-1038.
- Kang K-H., Shin H.S. & Park H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Wat. Res.*, 36(16), 4023-4032.
- Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.S., 2008. Assessment of spatialtemporal patterns of surface and ground water qualities and factors influencing management strategy of groundwater system in an urban river corridor of Nepal. *Journal of Environmental Management* 86 (4), 595–604.
- Kelly R. J. 2002. Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability. Thesis in Environmental Science and Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 65 pages.
- Kersten M. et Förstner U. 1995. Speciation of trace metals in sediments and combustion waste. In Ure A.M. et Davidson C.M. editors. *Chemical speciation in the Environment*. Glasgow : Blackie Academic Professional, 234-275.

- Khair, K., Aker, N., Haddad, F., Jurdi, M., Hachach, A., 1994. The environmental impacts of humans on ground water in Lebanon, *Water, Air and Soil pollution* 78: 37-49.
- Kilduff J. & Weber W.J. 1992. Transport and separation of organic macromolecules in ultrafiltration processes. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 1687-1698.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A. [et al.]. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooke A.P., Baun A., Ledin A. & Christensen T.H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Kolédzi K.E., Baba, G., Feuillade, G., Matejka, G., 2011. Composition of municipal solid waste and perspective of decentralized composting in the districts of Lomé, Togo. *Waste Management* 31, 603–609.
- Korfali S.I., Davies B.E., 2004. Speciation of metals in sediment and water in a river underlain by Limestone: role of carbonate species for purification capacity of rivers. *Environmental Res.* 8(3), 599-612.
- Korfali, S.I., Davies, B.E., 2000. Total and extractable trace elements in Lebanese river sediments: dry season data. *Environ. Geochem. Health* 22, 265-273.
- Kosson D., Van Der Sloot H.A. [et al.]. 2002. An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials. *Environmental Engineering Science*, 19(3), 159-204.
- Kpabou, Y., 2007. Evaluation quantitative des ordures ménagères de la ville de Lomé, cas des quartiers Résidence du Bénin et Tokoin-Forever. DEA Université de Lomé.
- Kruempelbeck I. & Ehrig H-J. (1999). Long term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. In : *Proceeding of Sardinia 99, Seven International Waste Management and landfill Symposium*, 27-35.
- Kucuksezgin F., E Uluturhan E., Batki H. 2008. Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean). *Environmental monitoring and assessment* 2008;141(1-3):213-25.
- Kulikowska D., Klimiuk E. 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kunwar P. Singh, Amrita Malik, Dinesh Mohan, Sarita Sinha Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study *Water Research*, Volume 45, Issue 9, April 2011, Pages 2906-2914.
- Kylefors K., Andreas L., Lagerkvist A. 2003. A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste Management*, 23(1), 45-59.

- Labanowski J. 2004. Matière organique naturelle et anthropique - Vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Labanowski J., Feuillade G. 2009. Combination of biodegradable organic matter quantification and XAD-fractionation as effective working parameter for the study of biodegradability in environmental and anthropic samples. *Chemosphere*, 74(4), 605-611.
- Labanowski J., Gauthier C., Feuillade G. 2003. Fractionation of Organic Matter from a Stabilised MSW Landfill Leachate. In Proceedings Sardinia, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Laborda F, Bolea E, Górriz MP, Martín-Ruiz MP, Ruiz-Beguería S, Castillo JR. A speciation methodology to study the contributions of humic-like and fulvic-like acids to the mobilization of metals from compost using size exclusion chromatography-ultraviolet absorption inductively coupled plasma mass spectrometry and deconvolution analysis. *Anal Chim Acta*. 2008 Jan 7;606(1):1-8. Epub 2007 Nov 4.
- Lagier T. 2000. Etude des macromolécules de lixiviat : caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de doctorat, Université de Poitiers.
- Leenheer J.A. & Croué J.P. 2003. Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 37(1), 18A-26A.
- Legret M., Divet L., Marchandise P. 1987. Mobilité et extraction des métaux lourds associés aux boues de stations d'épuration. *Water Research*, 21(5), 541-547.
- Legube B., Xiong F., Croué J.P. & Dore M. (1990). Etude sur les acides fulviques extraits d'eaux superficielles françaises: extraction, caractérisation et réactivité avec le chlore. *Revue des Sciences de l'Eau*, 3, 399-424.
- Leon L. F., 1999. Integral system for nonpoint source pollution modeling in surface waters. Ph.D. Thesis, Civil Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Canada.
- Lewin K. 1996. Leaching tests for waste compliance and characterisation: Recent practical experiences. *Science of the Total Environment*, 178, 85-94.
- Li-Jyur Tsai, Kuang-Chung Yu, Shu-Fen Chen, Pei-Yi Kung, Chia-Yuan Chang, Chao-Hsien Lin. 2003. Partitioning variation of heavy metals in contaminated river sediment via bioleaching: effect of sulfur added to total solids ratio. *Water Research* 37 (2003) 4623-4630.
- Liu R., Zhao D., 2007. The leachability, bioaccessibility and speciation of Cu in the sediment of channel catfish ponds. *Environmental Pollution*. 147(3), 2007, 593-603.
- Lo H., Liao Y. 2007. The metal-leaching and acid-neutralizing capacity of MSW incinerator ash co-disposed with MSW in landfill sites. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 512-519.
- Mac Bean A., Rovers F., Farquhar G. 1995. Solid waste landfill Engineering and Design. Editions Lavoisier.
- Mac Carthy P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Sci.*, 166(11), 738-751.

- Mahmoudkhani M., Wilewska-Bien M. [et al.]. 2008. Evaluating two test methods used for characterizing leaching properties. *Waste Management*, 28(1), 133-141.
- Malcolm R.L. & Mac Carthy P. 1992. Quantitative evaluation of XAD 8 and XAD 4 resins used in tandem for removing organic solutes from water. *Environ. Int.*, 18, 597-607.
- Marisol V., Rafael P. M., Enrique B. and Luis Debaâ N. 1998. Assesment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Wat. Res. Vol. 32*, No. 12, pp. 3581±3592, 1998.
- Mårtensson A., Aulin C. [et al.]. 1999. Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in a mature landfill. *Waste Management and Research*, 17(4), 296-304.
- Martin-Mousset B., Croué J.P., Lefebvre E. & Legube B. (1997). Distribution and characterization of the dissolved organic matter of surfaces waters. *Wat. Res.*, 31(3), 541-553.
- Mata-Alvarez J. 2002. The biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. *Water* 21, 59-61.
- Mawussi G., Merlina G., Sanda K. 2008. Bilan environnemental de l'utilisation de pesticides organochlorés dans les cultures de coton, café et cacao au Togo et recherche d'alternatives par l'évaluation du pouvoir insecticide d'extraits de plantes locales contre le scolyte du café (*Hypothenemus hampei* Ferrari).Thèse de doctorat, Université de Toulouse.
- Mbulugwe, S.E., Kassenga, G.R., 2004. Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar Es Salaam city, Tanzania, *Resources, Conservation and Recycling* 42 (2004) 183 – 203.
- Mc Dougall & Pyrah, Moisture effects in biodegradation model for waste refuse. In: T. H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann Eds, *Proceedings Sardinia 1999*, Seventh International Landfill Symposium, Oct. 1999, Cagliari, Italy, 1997.
- Mc Dougall J.R. & Philip J.C., Parametric study of landfill biodegradation modelling: Methanogenesis and Intial conditions. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 2001*, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 2001, Cagliari, Italy, 2001, vol. I, pp. 79-88.
- MEAT, 2003. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, Tunisie - Rapport national de l'environnement tunisien, de l'année 2002, mai 2003, 142p.
- METAP-PRGDS-Algérie, 2005. Programme d'Assistance Technique pour l'Environnement Méditerranéen-Projet Régional de Gestion des Déchets, Analyse et recommandations en matière de recouvrement des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie, avril 2005, 85p.
- METAP-PRGDS-Tunisie, 2004. Programme d'Assistance Technique pour l'Environnement Méditerranéen – Projet Régional de Gestion des Déchets Solides Rapport Pays - Tunisie, préparé par le consortium international GTZ-ERMKGW, janvier 2004, 42p.
- Meybeck M. 1996. River water global quality screams, team and space variability proposal for some redefinition. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26, 81-96.

Millot N. 1986. Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA de Lyon.

MODECOM, 1993. Méthode de caractérisation des ordures ménagères / 2^{ème} édition, ADEME éditions, Paris, 64 pages.

Morvan, B., 2000. "Méthode de caractérisation des déchets ménagers : analyse sur produit sec." *Déchets - Sciences et Techniques* 20: 9-11.

Moszkowicz P., Sanchez F., Barna R. Méhu J. (1998). Pollutants leaching behaviour from solidified wastes : a selection of adapted various models. *Talanta*, 46(3), 375-383.

Navarro A., Bernard D. et Millot N. (1988). Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharge. *Techniques Sciences et Méthodes*, 3, 541-545.

N'gnikan, E., Vermande, P., Tanawa, M., Wethe, J., 1997 – Une démarche intégrée pour la maîtrise de la gestion des déchets solides urbains au Cameroun - *Rev. Déchets Sciences & Techniques*, 1997, n°20, pp22-34. ADEME, 2003.

NJDEP, 2006b. New Jersey 2006. Integrated Water Quality Monitoring and Assessment Report. Water Monitoring and Standards, New Jersey Department of Environmental Protection.

OGSI (2001). Projet OGSI, rapport final ADEME-CReeD. Caractérisation physico-chimique des lixiviats de l'Observatoire Global des sites ONYX.

OMS (2006), WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, volume II, Wastewater use in agriculture, pp 222.

ONU-Eau (2008). Status Report on IWRM and Water Efficiency Plans for CSD16 (Rapport d'évaluation des plans GIRE et d'efficience de l'eau pour la 16^e CDD). United Nations, New York, USA.

Otero N., Tolosana-Delgado R., Soler A., Pawlowsky-Glahn V. 2005. Canals Relative vs. absolute statistical analysis of compositions: A comparative study of surface water of a Mediterranean river. *Water Research*, Volume 39, Issue 7, April 2005, Pages 1404-1414.

Ouyang Y., Nkedi-Kizza P., Wu Q.T., Shinde D., Huang C.H. 2006. Assessment of seasonal variations in surfaces water quality. *Water Research*, Volume 40, Issue 20, December 2006, Pages 3800-3810.

Øygaard J.K., Gjengedal E., Røyset O. 2007. Size charge fractionation of metals in municipal solid waste landfill leachate. *Water Research*, 41(1), 47-54.

Palmisano A., Barlaz M. 1996. *Microbiology of solid waste*. Editions Lavoisier.

Palmowski L., Muller J., 1999. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. In *Proceedings 2nd International Symposium on anaerobic digestion of solid waste*, Barcelone, Espagne.

Parker T., Apps G., Rosevear A. 2003. Evaluation of chemical analysis techniques for trace components of landfill gas. In *Proceedings Sardinia, 9th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

- Parlanti E., Morin B., Vacher L. 2002. Combined 3D-spectrofluorometry, high performance liquid chromatography and capillary electrophoresis for the characterization of dissolved organic matter in natural waters. *Organic Geochemistry*, 33(3), 221-236.
- Parodi A., Feuillade G. Mansour A.A. 2009. Municipal solid waste methanisation: organic matter fractionations from leaching tests. In *Proceedings Sardinia, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Parodi A., Feuillade G., Mansour A., (2010) Impact de nouveaux modes de gestion sur l'accélération de la dégradation de déchets ménagers : approche multiparamétrique et multi-échelle, thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Parodi A., Feuillade-Cathalifaud G., Pallier V., Mansour A.A., 2011. Optimization of municipal solid waste leaching test procedure: Assessment of the part of hydrosoluble organic compounds. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 991-998.
- Plank, T. and Langmuir, C.H., 1998. The chemical composition of subducting sediment and its consequences for the crust and mantle. *Chemical geology*, 145: 325-394.
- Pohland F.G. 1983. Leachate recycle as landfill management option. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(6), 1057-1069.
- Ponsá S., Gea T. [et al.]. 2008. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. *Waste Management*, 28(12), 2735-2742.
- Pourcher A-M., Sutra L., Hébé I., Moguedet G., Bollet C., Simoneau P. & Gardan L. 2001. Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill. *FEMS Microbiol.Ecol.*, 34(3), 229-241.
- Power, E. A., and Chapman, P. M. 1992. Assessing sediment quality. In Burton, GAJ (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, MI, USA pp. 1-18.
- Project SWA-Tool, 2004. Developpement of a Methodological Tool to Enhance the precision et Comparability of solid waste (SWA-TOOL), European Commission, User Version 57 pages.
- Pruss, A. 1998. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *International Journal of Epidemiology* 27 (1), 1-9.
- Ramade F. (1998). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales*. Ediscience, 354-356.
- Rapport OMS, 1997. Rapport du Directeur Général de l'OMS, Questions relatives à l'environnement, Stratégie d'assainissement pour les communautés à haut risque, Conseil exécutif, cent unième session, EB1001/19, 8 pages, 1997.
- Rendek E., Ducom G., Germain P. 2007. Assessment of MSWI bottom ash organic carbon behavior: A biophysicochemical approach. *Chemosphere*, 67(8), 1582-1587.
- Robinson H.D. & Gronow J.R. 1993. A review of landfill leachate composition in the UK. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1993, Fourth International Landfill Symposium*, 1993, Cagliari, Italy, 1, 821-832.

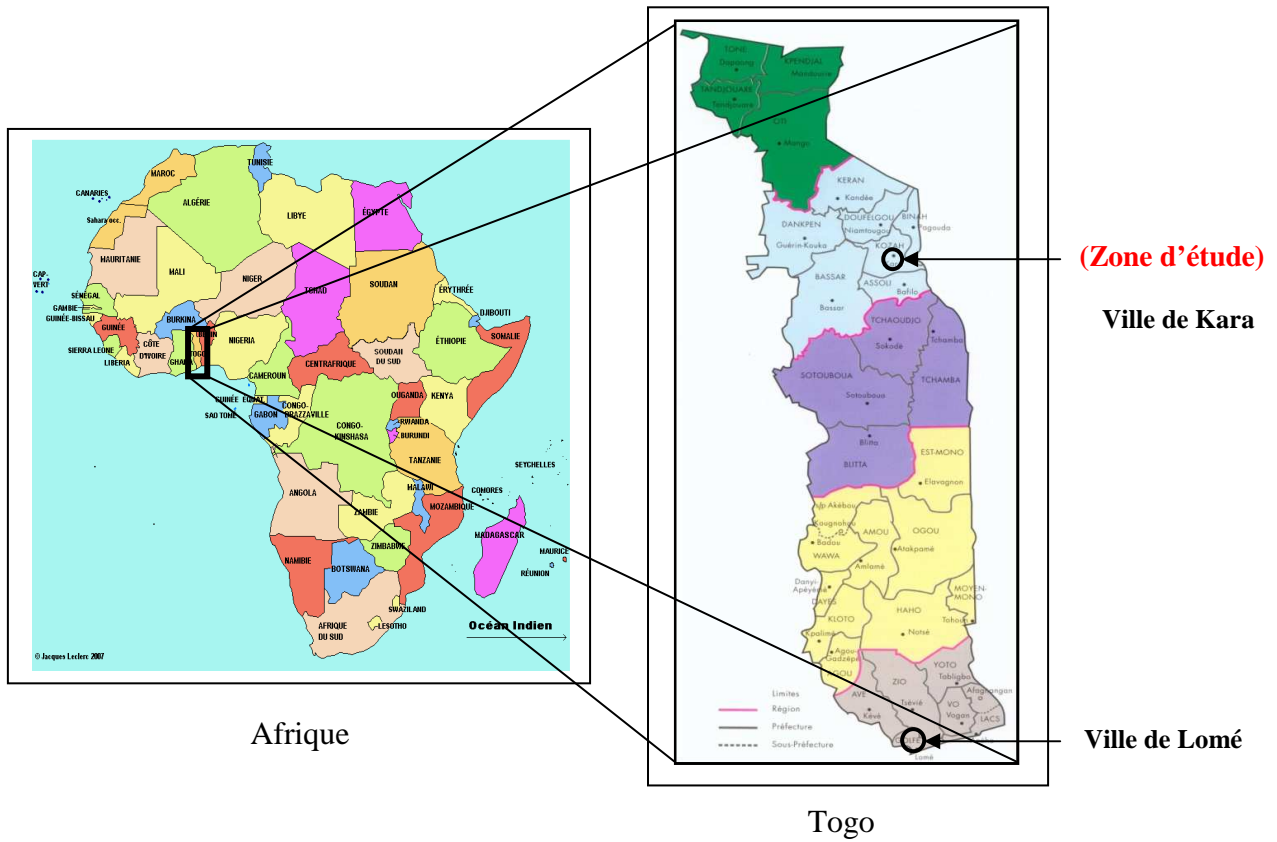
- Rodriguez C., Hilligsmann S., Lardinois M., Destain J., Radu J.P., Charlier R. & Thonart P. 2001. Cellulose enzymatic availability in solid waste. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Landfill Symposium, 2001, Cagliari, Italy, 69-77.
- Rodríguez J., Castrillón L. [et al.]. 2004. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, 38(14-15), 3297-3303.
- Rompre, A., Servais, P., Baudart, J., de-Roubin, M.-R., and Laurent, P. (2002) Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods* 49 (1), 31-54.
- Sanders T. M., Veeken A. H. M., Zeeman G. & Van Lier J. B., Analysis and optimization of the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste, chap. 3, In: Mata-Alvarez Eds. Biomethanization of organic fraction of municipal solid waste, London: IWA publishing, 2003, 313 p.
- Sanders W., Geerink M. [et al.]. 2000. Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Water Science and Technology*, 41(3), 17-24.
- Scaglia B., Erriquens F.G. [et al.]. 2007. Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability evaluation of compost and biostabilized products. *Bioresource Technology*, 98(3), 706-713.
- Schreiber J. D., R. A. Rebiche R. A. 2001. Cooper dynamics of diffuse pollution from us southern watersheds. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 10, pp. 2534–2542, 2001.
- Segbeaya K. N., Feuillade G., Baba G., Koledzi K. E., Pallier V., Tchangbedji G., Matejka G., 2012. How the origin of fresh household waste affects its ability to be biodegraded: an assessment using basic tools and its application to the city of Kara in Togo. Article soumis au journal *Waste Management*.
- Senesi N. & Loffredo E. 1999. The Chemistry of Soil Organic Matter. In : *Soil Physical Chemistry*. Sparks D.L. (Ed.), CRC Press LLC, 239-370.
- Sommerville K. & Preston T. 2001. Characterization of dissolved combined amino acids in marine waters. *Rapid Commun. Mass Sp.*, 15, 1287-1290.
- Stoltz G., Gourc J.P., Oxarango L. 2010. Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW Waste Management 30 (2010) 1439–1449.
- Straub, T.M. and Chandler, D.P. 2003. Towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *Journal of Microbiological Methods* 53 (2), 185-197.
- Stumm, W., and Morgan, J. J. 1996. *Aquatic Chemistry*, 3rd edition. , Wiley-Interscience Publication, New York.
- Svensson M., Berg M. [et al.]. 2007. The effect of isosaccharinic acid (ISA) on the mobilization of metals in municipal solid waste incineration (MSWI) dry scrubber residue. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1-2), 477-484.
- Tchobanoglous, G., Theisen, Vigil, S., 1993. « *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues* » Mc Grow Hill, New York.

- Tessier A., Campbell P.G.C. et Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytica Chemistry*, 51, 844-851.
- Thurgood M. 1998. "Decision-Maker's Guide to Solid Waste Landfills - Summary." Washington, DC, The World Bank, World Health Organization, Swiss Agency for Development and Cooperation, and Swiss Center for Development Cooperation in Technology and Management.
- Thurgood M. 1998. "Decision-Maker's Guide to Solid Waste Landfills - Summary." Washington, DC, The World Bank, World Health Organization, Swiss Agency for Development and Cooperation, and Swiss Center for Development Cooperation in Technology and Management.
- Thurman E.M. & Malcolm R.L. 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol.*, 15(4), 463-466.
- Thurman E.M. 1985. In : *Developments in biochemistry : Organic geochemistry of natural waters*. Nijhoff M. & Junk W. (Eds). Dordrecht.
- Trebouet D., Berland A., Schlumpf J. P., Jaouen P. et Quemeneur F. Caractérisation et traitement des lixiviats stabilisés de décharge par des procédés à membrane. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 11, n° 3, 1998, p. 365-382.
- Veeken A., & Hamelers B. 2000. Effect of substrate-seed mixing and leachate on solid state digestion of biowaste. *Water Science and Technology*, 2000a, Vol. 41, n°3, pp. 255-262.
- Violleau D. 1999. Intérêt du fractionnement et de l'extraction des matières organiques naturelles d'eaux de surface pour l'étude de leurs propriétés structurales et de leur pouvoir complexant vis-à-vis du cuivre. Thèse de doctorat - Université de Poitiers.
- Von Blottnitz, H., Pehlken, A., Pretz, 2001. The description of solid wastes by particle mass instead of particle size distributions. *Resources, Conservation and Recycling*, 34, 193-207.
- Wagland S., Tyrrel S.F. [et al.]. 2009. Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management*, 29(3), 1218-1226.
- Wang Y., Byrd C., Barlaz M., 1994. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *Journal of Industrial Microbiology*, 13(3), 147-153.
- Warith. 2002. Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management*, 22, 7-17.
- Wei Z., Xi B. [et al.]. 2007. Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere*, 68(2), 368-374.
- Yılmaz, A., Tuğrul, S., 1998. The effect of cold- and warm-core eddies on the distribution and stoichiometry of dissolved nutrients in the northeastern Mediterranean. *J. Mar. Syst.* 16, 253-268.
- Yuen S.T.S., Styles J.R. & McMahon T.A., An active landfill management by leachate recirculation : a review and an outline of a full-scale project. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 95, Fifth international waste management and landfill symposium*, Oct. 1995, Cagliari, Italy, 1995, vol. I, pp. 403-418.

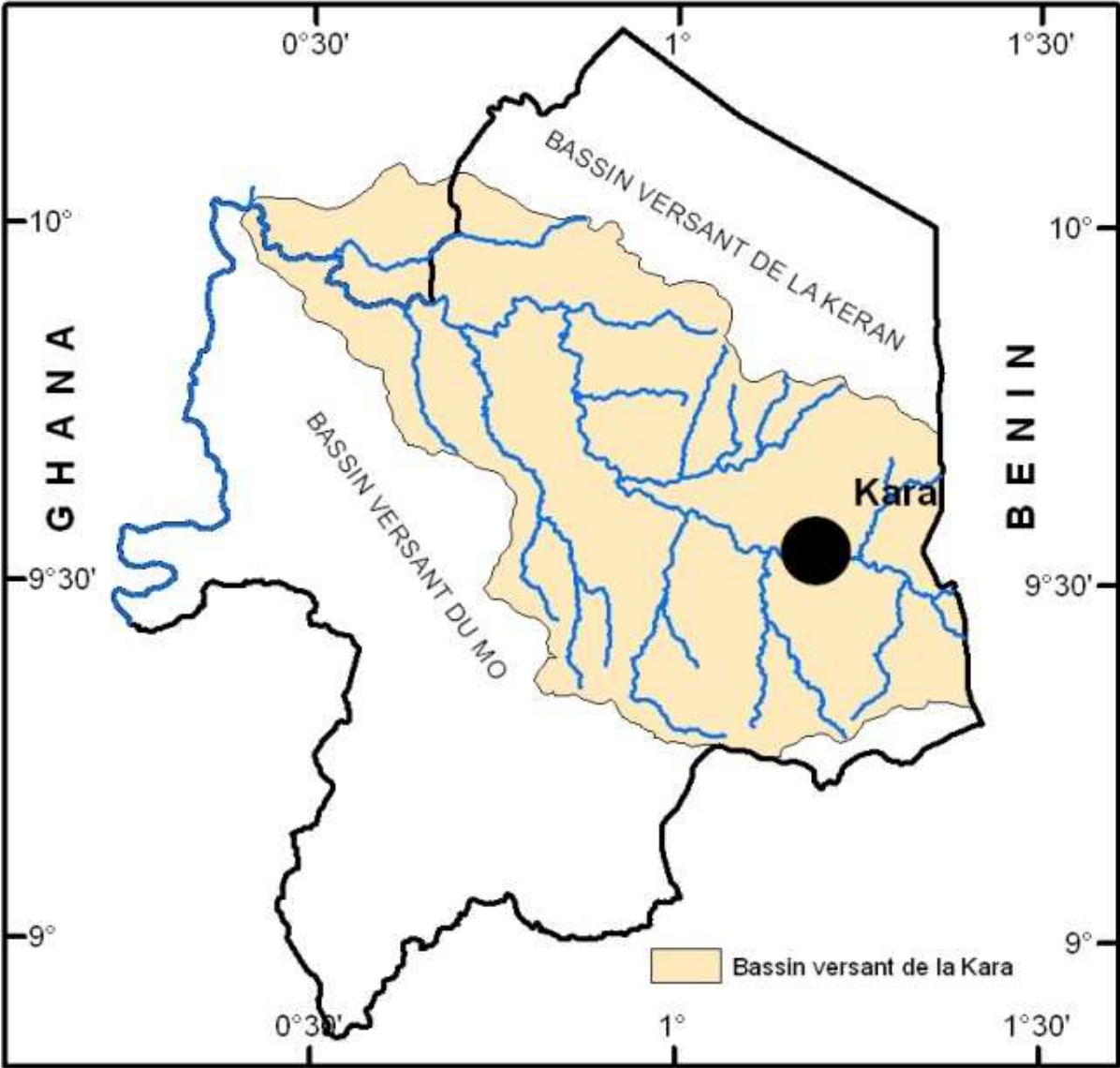
Zhou P., Yan H., Gu B. 2005. Competitive complexation of metal ions with humic substances. *Chemosphere*, 58(10), 1327-1337.

ANNEXES

Annexe 1 : Localisation de la zone d'étude.



Annexe 2 : Cartographies du bassin versant de la rivière Kara et localisation de la ville de Kara dans ce bassin.



Bassin versant de la rivière Kara

Annexe 3 : Photos des déchets solides dans les eaux de la rivière Kara.



Résumé

Ce travail de recherche a pour objectif essentiel de définir des indicateurs d'évaluation de l'impact du dépôt des déchets solides de la ville de Kara sur la dégradation de la qualité des eaux de la rivière Kara. Cette définition est orientée vers les paramètres de la composition physique et chimique des déchets, de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux, de la capacité des sédiments à remobiliser la pollution accumulée. La caractérisation de la matière organique est particulièrement utilisée comme indicateur à la fois du comportement du déchet à la biodégradation et de la qualité des eaux de la rivière. Le test de lixiviation des sédiments en condition forcée de dissolution des éléments accumulés a permis d'évaluer leur capacité à remobiliser les éléments traces métalliques. Les déchets de la ville sont caractérisés par un fort pourcentage des fractions fine et extrafine. La répartition des différentes catégories a révélé une proportion de putrescibles caractéristiques des ordures ménagères des PED. Le comportement à la biodégradation des différentes fractions a confirmé l'état de fraîcheur des déchets sortant des ménages et ceux collectés dans le centre ville et rentrant à la décharge. Le suivi spatio-temporel des paramètres caractéristiques de l'état physico-chimiques et bactériologique des eaux et des sédiments de la rivière a permis d'identifier la matière organique et les éléments comme des indicateurs pertinents d'évaluation de l'impact du dépôt des déchets sur la rivière.

Mots clés : Déchets solides municipaux, biodégradation, Contamination, eaux, sédiments

Abstract

The focus of this research is to identify the indicators of the impact of municipal solid waste on the river Kara. The Physical and chemical composition of the waste, bacteriological and physical and chemical quality of water and the capacity of sediment to mobilize and transfer the pollutants, are considered to define these indicators. The organic matter is particular used to predict the biodegradation of the waste and evaluate the decrease of the water quality. The capacity of sediment to transfer the heavy metal is shown by leaching performed under conditions of forced dissolution. The waste of city from Kara contains one high proportion of the fine fraction and the percentage of the putrescible fraction is characteristic of the waste of countries in development. The test of biodegradation has confirmed the freshness state of the waste collected in households and the waste coming from service activities. The monitoring spatiotemporal of the bacteriological and physical and chemical parameters of the water and sediment has permitted to identify the organic matter and metal elements as one of the best indicators of the impact of the management waste on the river Kara.

Keywords : Municipal solid waste, biodegradation, Contamination, water, sediment.