

UNIVERSITE DE LIMOGES

ECOLE DOCTORALE Science – Technique - Santé

FACULTE des Sciences et Techniques

Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement

Année : 2006

Thèse N°46 - 2006

Thèse

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Discipline : Chimie et Microbiologie de l'eau

Présentée et soutenue par

Martin Pépin AINA

Le 22 septembre 2006

EXPERTISES DES CENTRES D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUES DE DECHETS
URBAINS DANS LES PED : CONTRIBUTIONS A L'ELABORATION D'UN GUIDE
METHODOLOGIQUE ET A SA VALIDATION EXPERIMENTALE SUR SITES

Directeur de Thèse : Guy MATEJKA

Jury

| | |
|-------------------------------------|---|
| M. Philippe THONART | Professeur, Université de Liège (Belgique) |
| M. Rémy GOURDON | Professeur, INSA de Lyon |
| M ^{me} Geneviève FEUILLADE | Maître de Conférence, HDR, Université de Limoges |
| M. Michel BAUDU | Professeur, LSEE, Université de Limoges |
| M. Bernard FOULLY | ADEME, Pays tiers, Paris |
| M. Guy MATEJKA | Professeur, LSEE, Université de Limoges |
| Invités : Youcef KEHILA | Maître de conférence, EPAU, Alger - Algérie |
| Tahar TOLBA | S/ Directeur Déchets Urbains MATE, Alger -Algérie |

Table des matières

| | |
|---|----|
| Remerciements..... | I |
| Préambule | II |
| Glossaire et Abréviation..... | IV |
| Introduction générale | 1 |
| Partie I : Analyse Bibliographique | 5 |
| Chapitre 1 : Elimination des déchets dans les PED..... | 6 |
| I. Cadre institutionnel | 7 |
| I.1. Généralités..... | 7 |
| I.2. Contexte démographique..... | 8 |
| I.2.1. Contexte démographique au Burkina Faso..... | 8 |
| I.2.2. Contexte démographique en Algérie | 9 |
| I.3. Contexte juridique | 9 |
| I.3.1. Contexte juridique au Burkina Faso | 10 |
| I.3.2. Contexte juridique en Algérie..... | 10 |
| II. Urbanisation dans les pays en développement | 11 |
| III. Production et composition des déchets dans les PED | 12 |
| III.1. Production des déchets dans les PED | 12 |
| III.2. Composition des déchets dans les PED..... | 16 |
| IV. Enfouissement de déchets dans les PED | 19 |
| IV.1. Dépotoirs et décharges sauvages dans les PED..... | 20 |
| IV.2. Décharges modernes et décharges contrôlées dans les PED..... | 22 |
| V. Les acteurs de la gestion de déchets dans les PED..... | 23 |
| Chapitre 2 : Généralités sur le stockage des déchets | 26 |
| I. Description des décharges..... | 27 |
| I.1. La décharge contrôlée traditionnelle | 27 |
| I.2. La décharge contrôlée compactée..... | 27 |
| I.3. La décharge d'ordures préalablement broyées | 28 |
| I.4. Décharges contrôlées de déchets mis en balles | 28 |
| I.5. Centre de stockage de déchets (CSD) ultimes | 29 |
| I.6. Bioréacteur | 29 |
| II. Classification des sites | 30 |
| III. Centres de stockage de déchets rencontrés dans les PED..... | 31 |
| III.1. Décharge sèche (Entombment ou dry tomb) : modèle 1..... | 32 |
| III.2. Stockage en casier contrôlé : modèle 2..... | 33 |
| III.3. Stockage en casier non étanche : modèle 3..... | 33 |
| IV. Potentiel polluant des centres de stockages de déchets | 34 |
| IV.1. Lixiviats de décharges | 34 |
| IV.2. Biogaz de décharges | 35 |
| IV.3. Quelques traitements des effluents rencontrés dans les PED | 36 |
| V. Nuisances pour l'environnement..... | 36 |
| Chapitre 3 : Paramètres de suivi des centres d'enfouissement de déchets | 38 |
| I. Paramètres de suivi des déchets | 39 |
| I.1. Caractérisation physique..... | 39 |
| I.1.1. Quantité de déchets urbains produits | 39 |
| I.1.2. Tri par taille | 39 |
| I.1.3. Composition..... | 40 |
| I.1.4. Densité (ou masse volumique spécifique) | 42 |
| I.1.5. Tassement des déchets | 46 |
| I.1.6. Humidité / Teneur en eau..... | 48 |
| I.1.7. Capacité de rétention | 50 |
| I.1.8. Compactage des déchets | 51 |
| I.1.9. Température..... | 52 |
| I.2. Caractérisation chimique | 53 |
| I.2.1. Teneur en matière organique, perte au feu (ou solide volatil) | 53 |
| I.2.2. Teneur en carbone organique..... | 54 |
| I.2.3. Teneur en cellulose | 54 |

| | | |
|--------------|--|-----|
| I.2.4. | Teneurs en métaux lourds | 55 |
| II. | Paramètres de suivi du lixiviat | 56 |
| II.1. | Composition | 56 |
| II.2. | Evolution du pH | 57 |
| II.3. | Rapport DBO ₅ /DCO | 57 |
| II.4. | Rapport Abs (254 nm) / COD : (Indice SUVA) et rapport E4/E6 | 58 |
| Chapitre 4 : | Modèles de prédiction de production de lixiviat et de biogaz | 60 |
| I. | Lixiviat | 61 |
| I.1. | Modèles de prédiction de la production de lixiviat | 61 |
| I.1.1. | Bilan hydrique classique | 62 |
| I.1.2. | Modèle HELP | 63 |
| I.1.3. | MOBYDEC | 65 |
| I.1.4. | Autres modèles | 65 |
| I.2. | Modèles de prédiction de la composition du lixiviat | 66 |
| I.2.1. | Modèle basé sur la dissolution des composés inorganiques | 68 |
| I.2.2. | Modèle basé sur la dissolution des composés organiques | 69 |
| I.3. | Evolution du pH | 70 |
| II. | Production de biogaz | 71 |
| II.1. | Modèles de prédiction de production de biogaz | 72 |
| II.1.1. | Modèle stoechiométrique | 72 |
| II.1.2. | Modèles cinétiques | 74 |
| II.1.2.2. | Landfill Odor Characterization Model (Thomas J <i>et al.</i> , 1992) | 77 |
| II.1.2.3. | First Order Decay Model (FODM) (EPA, 1993) | 78 |
| Partie II : | Méthodes et moyens analytiques | 79 |
| Chapitre 1 : | Mise en place du protocole expérimental d'expertise et description des sites d'étude | 80 |
| I. | Organisation et calendrier d'exécution | 81 |
| I.1. | Phase préalable | 81 |
| I.2. | Phase de consolidation | 83 |
| I.3. | Mission préparatoire | 84 |
| I.4. | Mission d'expertise | 84 |
| II. | Analyse des cahiers de charges | 84 |
| III. | Description des sites d'étude | 86 |
| III.1. | Site de Polesgo au Burkina Faso | 86 |
| III.2. | Site de Saaba au Burkina Faso | 87 |
| III.2.1. | Présentation du site de Saaba | 87 |
| III.2.2. | Nature des déchets stockés : | 88 |
| III.3. | Site de Ouled Fayet en Algérie | 90 |
| Chapitre 2 : | Matériels et méthodes analytiques | 92 |
| I. | Echantillonnage des déchets solides | 93 |
| I.1. | Echantillonnage pour la caractérisation physique | 93 |
| I.2. | Echantillonnage pour la détermination de l'humidité | 94 |
| I.3. | Echantillonnage pour la détermination de la capacité de rétention d'eau | 95 |
| II. | Techniques analytiques sur déchets solides | 97 |
| II.1. | Granulométrie et composition | 97 |
| II.2. | Différentes catégories observées | 98 |
| II.3. | Densité | 100 |
| II.4. | Humidité | 100 |
| II.5. | Mesure de la teneur en matière organique ou solide volatil | 101 |
| II.6. | Teneur en carbone organique | 102 |
| II.7. | Teneur en métaux | 102 |
| III. | Technique de mesures du lixiviat | 103 |
| III.1. | Débit de lixiviat | 103 |
| III.2. | Données météorologiques | 104 |
| III.3. | Modèle de bilan hydrique utilisé | 104 |
| III.4. | Composition chimique | 106 |
| III.4.1. | pH, Eh, X, T° | 106 |
| III.4.2. | Paramètres globaux | 106 |
| III.4.3. | Carbone Organique Dissous (COD) | 106 |
| III.4.4. | Technique spectroscopique : UV-visible, mesures d'absorbance | 106 |
| III.4.5. | Teneurs des métaux lourds | 107 |

| | | |
|---|---|-----|
| IV. | Techniques de mesure du biogaz..... | 107 |
| V. | Test de lixiviation..... | 108 |
| VI. | Nature de la couverture | 109 |
| VII. | Statistique..... | 109 |
| Partie III : Résultats et discussions Expertise des centres d'enfouissement de déchets dans les PED | | 110 |
| Chapitre 1 : Elaboration des outils méthodologiques | | 111 |
| I. | Supports écrits préalables | 112 |
| I.1. | Documents de prise de contact | 113 |
| I.2. | Questionnaire..... | 114 |
| I.3. | Fiche d'identification..... | 114 |
| II. | Supports d'expertise | 115 |
| II.1. | Elaboration du guide d'expertise | 115 |
| II.1.1. | Choix des 21 paramètres..... | 115 |
| II.1.2. | Mesures des 21 paramètres | 118 |
| II.2. | Contenu du guide d'expertise | 119 |
| II.2.1. | Organisation de l'expertise | 119 |
| II.2.2. | Moyens humains et matériels | 119 |
| II.2.2.1. | Equipe de projet | 119 |
| II.2.2.2. | Equipe de terrain | 119 |
| II.2.2.3. | Besoins en personnels | 119 |
| II.2.2.4. | Besoins en matériels | 120 |
| II.2.3. | Méthodes d'analyse | 121 |
| II.2.4. | Calendrier d'exécution..... | 121 |
| II.2.5. | Modulation du guide..... | 121 |
| II.2.6. | Application sur site | 122 |
| III. | Mise au point des protocoles de mesure..... | 122 |
| III.1. | Capacité de rétention | 122 |
| III.1.1. | Validation de la méthode | 123 |
| III.1.2. | Détermination de la CR selon le type de déchet | 124 |
| III.1.3. | Influence de la compression | 125 |
| III.1.4. | CR du mélange et recherche de coefficient de pondération..... | 126 |
| Chapitre 2 : Expertise du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet (Alger)..... | | 128 |
| I. | Organisation de l'expertise..... | 129 |
| I.1. | Prise de contacts | 129 |
| I.2. | Analyse des réponses aux questionnaires | 129 |
| I.3. | Planification des travaux d'expertise..... | 131 |
| II. | Validation du guide d'expertise | 131 |
| III. | Résultats et discussions | 133 |
| III.1. | Caractérisation physique (paramètre 1) | 133 |
| III.1.1. | Tri par taille | 133 |
| III.1.2. | Composition par catégorie | 134 |
| III.2. | Caractérisation chimique (paramètre 2)..... | 136 |
| III.2.1. | Teneur en matière organique | 137 |
| III.2.2. | Teneur en carbone organique (Corg)..... | 138 |
| III.2.3. | Teneur en métaux lourds..... | 139 |
| III.3. | Humidité (paramètre 3) | 140 |
| III.4. | Densité (paramètre 4) | 142 |
| III.5. | Origine et flux des déchets entrants (5) | 143 |
| III.6. | Capacité de rétention (paramètre 7)..... | 143 |
| III.7. | Production de lixiviat : Bilan Hydrique (paramètre 9) | 145 |
| III.8. | Composition du lixiviat (paramètre 10)..... | 147 |
| III.9. | Calcul de production du biogaz (paramètre 12)..... | 149 |
| III.10. | Autres paramètres | 150 |
| Chapitre 3 : Expertise du site d'enfouissement de Saaba (Ouagadougou – Burkina Faso)..... | | 155 |
| I. | Organisation de l'expertise..... | 156 |
| I.1. | Rappel : historique du centre de Saaba..... | 156 |
| I.2. | Prise de contacts | 156 |
| I.3. | Réponses aux questionnaires | 156 |
| I.4. | Planification des travaux | 157 |
| II. | Validation du guide d'expertise | 157 |

| | | |
|------------------------------------|---|-----|
| III. | Résultats et discussions | 160 |
| III.1. | Caractérisation physique (paramètre 1) | 160 |
| III.1.1. | Tri par taille | 160 |
| III.1.2. | Composition par catégorie | 161 |
| III.2. | Caractérisation chimique (paramètre 2)..... | 164 |
| III.2.1. | Teneur en matière organique | 164 |
| III.2.2. | Teneur en carbone organique..... | 166 |
| III.2.3. | Teneur en métaux lourds..... | 167 |
| III.3. | Humidité (paramètre 3) | 169 |
| III.4. | Densité (paramètre 4) | 169 |
| III.5. | Capacité de rétention (paramètre 7)..... | 171 |
| III.6. | Production de lixiviat : Bilan Hydrique (paramètre 9) | 171 |
| III.7. | Composition du lixiviat (paramètre 10)..... | 173 |
| III.7.1. | Evolution du Carbone Organique Dissous (COD)..... | 173 |
| III.7.2. | Evolution de l'indice SUVA..... | 175 |
| III.7.3. | Evolution du taux d'humification | 176 |
| III.8. | Production de biogaz (paramètre 12)..... | 178 |
| III.9. | Composition du biogaz (paramètre 13) | 180 |
| Chapitre 4 : Recommandations | | 183 |
| I. | Protocole d'expertise..... | 184 |
| II. | Guide expérimental d'expertise..... | 184 |
| III. | Conception de casier expérimental..... | 187 |
| III.1. | Intérêts | 187 |
| III.2. | Dimensionnement..... | 187 |
| Conclusion Générale | | 189 |
| Références bibliographiques | | 192 |

Sommaire tableaux, figures, schémas

Tableaux :

| | | |
|--------------|---|----|
| Tableau 1 : | Production des déchets par habitant de plusieurs villes des PED | 13 |
| Tableau 2 : | Production de déchets au Maroc (ONEM, 2001) | 14 |
| Tableau 3 : | Production de déchets à Ouagadougou au Burkina Faso | 14 |
| Tableau 4 : | Evolution du volume de déchets et des moyens affectés à la gestion des déchets à Alger (Algérie) (Mezouari, 2002) | 16 |
| Tableau 5 : | Composition des déchets urbains dans les PED (%) | 17 |
| Tableau 6 : | Evolution de la composition des déchets au Maroc (Département de l'environnement du Maroc, 1999 et ONEM 2001) | 18 |
| Tableau 7 : | Evolution de la composition de déchets à Taiwan (Hegde <i>et al.</i> , 2003)..... | 18 |
| Tableau 8 : | Composition des déchets urbains dans les pays développés (%). | 19 |
| Tableau 9 : | Stratégie de réduction de déchets à enfouir en Kuala Lumpur (Malaisie) | 20 |
| Tableau 10 : | Caractéristiques de quatre décharges (Hilligsmann <i>et al.</i> , 2001)..... | 21 |
| Tableau 11 : | Principales classes de CET (Directives Européennes 31/12/2001 N° 1999/31/CE)..... | 31 |
| Tableau 12 : | Nuisances et impacts | 37 |
| Tableau 13 : | Classification des déchets proposés par Landva et Clark (1990)..... | 41 |
| Tableau 14 : | Variation de la densité à Ouagadougou (Burkina Faso) | 43 |
| Tableau 15 : | Evolution de la densité (T/m ³) de déchet en fonction de l'épaisseur des couches et du nombre de passes (Marques <i>et al.</i> , 1998)..... | 45 |
| Tableau 16 : | Comparaisons des différentes méthodes de mesure de densité (Olivier, 2003)..... | 46 |
| Tableau 17 : | Humidité des déchets urbains | 48 |
| Tableau 18 : | Capacité de rétention ou capacité au champ en fonction de la densité | 51 |
| Tableau 19 : | Variation des constantes d'hydrolyse des déchets | 53 |
| Tableau 20 : | Durées prédites de stabilisation des déchets (Décharge d'Anton Sclayn) (CWBI, 2002) | 55 |
| Tableau 21 : | Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps (Thonart <i>et al.</i> , 2002)..... | 57 |
| Tableau 22 : | Gamme de valeurs des lixiviats générés au cours des phases de dégradation (Pohland <i>et al.</i> , 1983) | 67 |
| Tableau 23 : | Quelques modèles de prédiction (El- Fadel <i>et al.</i> , 1997 ; Miroslav <i>et al.</i> , 2000) | 71 |
| Tableau 24 : | Quelques équations régissant le modèle stoechiométrique..... | 73 |
| Tableau 25 : | Classification des déchets pour la biodégradation | 75 |
| Tableau 26 : | Paramètres de base du modèle cinétique proposé par Manna <i>et al.</i> , 1999 | 76 |
| Tableau 27 : | Paramètres caractéristiques moyens des déchets | 78 |
| Tableau 28 : | Valeurs moyennes des différentes variables du modèle FODM..... | 78 |
| Tableau 29 : | Les différents axes abordés dans les questionnaires | 82 |
| Tableau 30 : | Grille d'analyse des cahiers de charges | 85 |
| Tableau 31 : | Répartition granulométrique pour les deux saisons (Tezanou et al 2002) | 89 |

| | | |
|--------------|---|-----|
| Tableau 32 : | Composition des déchets de Ouagadougou (Tezanou et al 2002) | 89 |
| Tableau 33 : | Masses prélevées pour la détermination de l'humidité | 94 |
| Tableau 34 : | Tailles du tri..... | 97 |
| Tableau 35 : | Calcul de bilan hydrique..... | 105 |
| Tableau 36 : | Critères de sélection des sites | 112 |
| Tableau 37 : | Paramètres pris en compte par le guide | 117 |
| Tableau 38 : | Contenu type d'une fiche technique | 118 |
| Tableau 39 : | Récapitulatif des besoins en personnels et en sous-traitance pendant l'expertise..... | 120 |
| Tableau 40 : | Application du guide sur terrain | 122 |
| Tableau 41 : | Résultats des essais sur la capacité de rétention | 124 |
| Tableau 42 : | Moyenne de la capacité de rétention (%) pour différents types de déchets : | 125 |
| Tableau 43 : | Résultats obtenus en fonction du nombre de compression | 126 |
| Tableau 44 : | CR dans les différents mélanges..... | 127 |
| Tableau 45 : | Evolution de la quantité de déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet..... | 130 |
| Tableau 46 : | Paramètres validés su le site d'Ouled Fayet | 132 |
| Tableau 47 : | Répartition par taille des déchets d'Alger | 134 |
| Tableau 48 : | Composition par catégorie des déchets entrants du CET d'Ouled Fayet (%)..... | 135 |
| Tableau 49 : | Composition globale des déchets enfouis..... | 136 |
| Tableau 50 : | Teneur en matière organique | 137 |
| Tableau 51 : | Teneurs en carbone organique (%)..... | 138 |
| Tableau 52 : | Rapport % Corg/ % MO pour les déchets de différentes tailles | 138 |
| Tableau 53 : | Teneurs métaux lourds ($\text{mg.Kg}^{-1}\text{MS}^{-1}$) dans les fines (< 30 mm)..... | 139 |
| Tableau 54 : | Humidité des différents composants des déchets (%)..... | 141 |
| Tableau 55 : | Densité des déchets (T/m^3) | 142 |
| Tableau 56 : | Mesure de la capacité de rétention (CR)..... | 145 |
| Tableau 57 : | Débits journaliers moyens mesurés (L/mn)..... | 145 |
| Tableau 58 : | Comparaison des valeurs mesurées et prévues par le modèle (L/mn) | 147 |
| Tableau 59 : | Synthèse du nombre d'analyses réalisées sur le lixiviat | 148 |
| Tableau 60 : | Teneur en métaux lourds des lixiviats ($\mu\text{g/L}$)..... | 149 |
| Tableau 61 : | Suivi des espèces autour du site d'Ouled Fayet..... | 151 |
| Tableau 62 : | Identification des échantillons de déchets stockés..... | 158 |
| Tableau 63 : | Paramètres validés su le site de Saaba..... | 159 |
| Tableau 64 : | Répartition des déchets par taille dans les niveaux 1, 2 et 3..... | 160 |
| Tableau 65 : | Composition par catégorie des déchets à différents niveaux (%) | 163 |
| Tableau 66 : | Composition chimique des déchets prélevés au point i | 164 |
| Tableau 67 : | Composition chimique des déchets prélevés au point j | 164 |
| Tableau 68 : | Composition chimique des déchets prélevés au point k | 165 |
| Tableau 69 : | Teneurs en carbone organique déterminées à partir des fines (%). | 166 |

| | | |
|--------------|---|-----|
| Tableau 70 : | Teneurs en métaux lourds dans les fines < 2 mm en mg/kg (MS)..... | 168 |
| Tableau 71 : | Capacité de rétention des fines (%) | 171 |
| Tableau 72 : | Composition du biogaz à des différents niveaux | 181 |
| Tableau 73 : | Recommandation pour Le suivi des paramètres de l'expertise sur site | 185 |

Figures :

| | | |
|-------------|---|-----|
| Figure 1 : | Evolution de la masse volumique d'un déchet en fonction de la contrainte verticale moyenne (Powrie <i>et al.</i> , 2000)..... | 44 |
| Figure 2 : | Evolution du tassement du lit de déchets au cours du temps (Thonart et al, 1995) | 46 |
| Figure 3 : | Effet de la teneur en eau sur la productivité de biogaz (Thonart <i>et al.</i> , 2001)..... | 49 |
| Figure 4 : | Protocole de tri d'un échantillon de déchets (entrants et stockés) | 99 |
| Figure 5 : | Quelques images du dispositif | 125 |
| Figure 6 : | Evolution de la capacité de rétention dans une colonne de déchet | 144 |
| Figure 7 : | Bilan hydrique sur les casiers 1 et 2 | 146 |
| Figure 8 : | Bilan hydrique sur le casier 3 (en exploitation)..... | 147 |
| Figure 9 : | Estimation de la production sur le site d'Ouled Fayet..... | 150 |
| Figure 10 : | Courbe olfactive d'Ouled Fayet..... | 151 |
| Figure 11 : | Répartition granulométrique..... | 152 |
| Figure 12 : | Analyse par diffractomètre de la couverture de terre utilisée sur le CET d'Ould Fayet..... | 153 |
| Figure 13 : | Evolution du Zn et du Cu au sein du massif | 168 |
| Figure 14 : | Humidité dans le massif de déchets..... | 169 |
| Figure 15 : | Evolution de la densité des déchets stockés..... | 170 |
| Figure 16 : | Production de lixiviat | 172 |
| Figure 17 : | Evolution du carbone organique dissous aux différents points de prélèvement | 175 |
| Figure 18 : | Evolution de l'indice SUVA..... | 175 |
| Figure 19 : | Evolution du rapport E4/ E6 aux différents points i, j et k | 177 |
| Figure 20 : | Estimation de la production du biogaz sur le site de Saaba..... | 179 |

Schémas :

| | | |
|------------|---|-----|
| Schema 1 : | Bilan hydrique | 104 |
| Schema 2 : | Suivi d'exploitation | 154 |
| Schema 3 : | Prise d'échantillons de déchets stockés | 158 |

Remerciements

Ce travail de thèse a été réalisé au Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement (LSEE) de l'Université de Limoges sur le site de l'Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges (ENSIL). J'exprime ma reconnaissance au Professeur Michel Baudu, Directeur du Laboratoire pour m'avoir accepté au sein de l'équipe et pour tout le soutien dont j'ai bénéficié pendant ces années de recherche.

Je tiens particulièrement à remercier le Professeur Guy Matejka pour avoir dirigé ce travail et pour avoir investi en moi. Il a cru en ce travail et à son aboutissement depuis le début; qu'il trouve ici ma considération et ma reconnaissance. Je tiens également à remercier Edith, Thomas et Jann Matejka pour m'avoir accueilli au sein de la famille.

Mes remerciements à Monsieur Bernard Fouilly, responsable du programme déchets pays tiers, Direction de l'action internationale à l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), qui a initié ce projet et pour tout le sacrifice qu'il a accepté.

Ma gratitude à Monsieur Moudachirou Mansourou, professeur à l'Université d'Abomey Calavi, pour son soutien et ses conseils avisés. Qu'il trouve ici ma reconnaissance.

J'exprime ma reconnaissance aux Professeurs Philippe Thonart (Université de Liège) et Rémy Gourdon (Insa de Lyon), pour avoir été rapporteurs de ma thèse, pour avoir apporté des remarques constructive et pour l'intérêt qu'ils portent au sujet.

Mes remerciements vont aussi à Geneviève Feuillade, Youcef Kéhila pour avoir accepté de juger ce travail et pour tout le soutien.

Je tiens à remercier l'ADEME, la Coopération Française au Bénin et le BIO CRITT.

Mes remerciements s'adressent également à :

Tous les chercheurs, étudiants et personnels du LSEE et particulièrement ceux qui sont sur le site de l'ENSIL, pour les grands moments partagés, j'ai gardé que de bons souvenirs ; je n'oublie pas ceux qui sont déjà partis...

Tous les chercheurs du Centre Wallon de Biologie Industrielle (CWBI) de Liège - Belgique, de l'Ecole Polytechnique d'Architecture et d'Urbanisme et tout le personnel de Net Com de Alger – Algérie pour m'avoir autorisé et aidé sur le site d'Ouled Fayet...

Toute la famille : Aina-Loupéda, Ayamènou, Kpadjouda-Gomez, N'Toni, Assogba, Kotan, Tella, Houndonoungbo, Houéha, Mama, Kora, Guédjé...

Toute la famille chrétienne de Limoges, du Bénin et du Togo...

Que Stéphanie et Bob Raliravaka trouvent ici ma profonde gratitude.

Ma reconnaissance à ma mère pour tout le sacrifice et à mes frères et sœurs.

Je tiens à dire un grand merci à ma chère et tendre épouse Nickita et à ma fille Emmanuelle Auriane sans oublier le petit Samuel – Aurel, pour leur présence et pour tout le soutien qu'ils m'ont témoigné.

Que DIEU soit honoré à tous égards.

Préambule

Cette étude s'inscrit, dans le cadre d'un programme de recherche initié par l'ADEME, en particulier le département Pays Tiers, qui a pour objectif, de définir la faisabilité technique, économique et environnementale des techniques de mises en décharge dans les pays en développement (PED). Il regroupe le Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement (LSEE) de l'Université de Limoges et le Laboratoire d'Analyse Environnementale de Procédés et Systèmes Industriels (LAEPSI) de l'INSA de Lyon et deux bureaux d'étude le CSD AZUR et le Cabinet Merlin.

La gestion des déchets rencontre de nombreuses difficultés, tant du point de vue technique, économique, que méthodologique, organisationnel et sociologique dans les PED. La recherche bibliographique a permis de mettre en évidence les nombreuses difficultés des décharges dans les PED. Ces difficultés sont liées :

- au choix du site souvent effectué selon des considérations économiques et pratiques sans appréhension suffisante des impacts sur l'environnement et sur les populations avoisinantes ;
- à l'absence de schéma directeur de gestion des déchets. La décharge est de ce fait le seul exutoire pour tous les types de déchets : banals, dangereux et infectieux, solides pâteux et liquides ;
- aux conditions d'exploitation, qui offrent rarement des aménagements fonctionnels adaptés (collecte et traitements du lixiviat et du biogaz...). Dans certains cas il n'existe pas d'engins pour le compactage, dans d'autres les engins utilisés ne sont pas adaptés. De façon générale les modes d'exploitation ne sont pas adaptés à la réalité physique des déchets ;
- aux modes de financement ne sont pas adaptés, le recouvrement des coûts n'étant pas assuré. De plus, les collectivités locales des PED ne peuvent pas constituer des provisions pour la réhabilitation du site après la fermeture de la décharge.

Tout ceci a conduit à des échecs des projets de décharge. Ces échecs se sont répétés ces dernières années dans de nombreuses villes des PED. Il a notamment été constaté des comportements de décharges inattendus, très différents de ce qui avait pu être conçu, ou prévu (une production de lixiviat sous évaluée, une inefficacité de compactage...). Cela met en évidence le manque de connaissance des paramètres spécifiques aux décharges dans les PED. En effet les déchets sont beaucoup plus organiques et humides que dans les pays développés. Les conditions climatiques sont également différentes et très variées.

L'ampleur des problèmes appelle des solutions urgentes pour améliorer la situation actuelle des filières d'élimination des déchets.

L'ADEME soucieuse de la pérennité et de l'efficacité des projets de gestion des déchets solides dans les villes des PED, a orienté ses actions vers l'acquisition de données de terrain fondamentales pour l'adaptation des systèmes d'organisation et de traitement. Elle a proposé à ses partenaires un volume d'actions pour capitaliser ces connaissances techniques, dans trois domaines des déchets solides urbains : incinération, le compostage et l'enfouissement.

Dans ce contexte, le programme d'expertise des décharges dans les PED, développé par l'ADEME, trouve tout son intérêt et répond à un véritable besoin.

Bernard Fouilly, responsable du pôle déchets pays tiers à l'ADEME et initiateur de programme précise: « D'une manière générale, l'acquisition expérimentale de la compréhension du fonctionnement de la décharge sous tous les paramètres explicatifs, en fonction de contraintes spécifiques, est l'étape primordiale pour concevoir et déterminer les modes de gestion adaptés. »

Deux sujets de recherche ont été lancés dans ce programme en collaboration avec deux laboratoires de recherche pour la compréhension des dysfonctionnements, et ont été appliqués sur les sites d'Ouled Fayet (Alger - Algérie), de Polesgo et de Saaba (Ouagadougou – Burkina Faso) par le LSEE de l'Université de Limoges et de Nkolfoulou (Cameroun) et d'Essaouira (Maroc) par le LAEPSI de l'INSA de Lyon.

L'objectif innovant de cette étude est l'élaboration d'outil scientifique de suivi des CET dans les PED, l'étude expérimentale et la validation en grandeur et nature sur sites pour l'acquisition de données jusque là inexistantes.

Ce programme de recherche, sur la base d'expertise de plusieurs sites de stockages de déchets urbains dans les conditions très variées a permis d'apporter des solutions spécifiques à l'exploitation et la conception des centres d'enfouissement dans les pays en développement. Il a permis de mettre à la disposition des acteurs de gestion de déchets un outil efficace d'aide à la décision.

L'ADEME a appuyé cette étude en finançant toutes les expérimentations sur site via une convention avec l'Université de Limoges et en finançant une année du travail de l'expert (le doctorant). La coopération française au Bénin a également participé en finançant 15 mois de bourse.

Glossaire et Abréviation

| | |
|-----------|--|
| AFNOR : | Association Française de NORmalisation |
| AND: | Agence Nationale de Déchets |
| APC : | Assemblée Populaire Communale |
| ASEAN : | Association of South East Asian Nations |
| CEGED | Coordination des Entreprises de Gestion des Déchets |
| CET: | Centre d'Enfouissement Technique de Déchets |
| Corg : | Carbone Organique |
| CREPA | Centre Régional pour l'Eau Potable (Afrique) |
| CSD : | Centre de Stockage de Déchetset |
| E4/E6 : | Absorbance 465/ Absorbance 665 |
| ETP : | Evapotranspiration Potentielle |
| FAO : | Food and Agriculture Organization |
| IAGU : | Institut Africain de Gestion Urbaine |
| IRD : | Institut de Recherche et de Développement |
| MATE : | Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie) |
| MO : | Matière Organique |
| MODECOM : | Mode de caractérisation des ordures ménagères |
| OM : | Ordures Ménagères |
| ONEM | Observatoire National de l'Environnement au Maroc |
| ONG : | Organisation Non Gouvernementale |
| PAS : | Programme d'Ajustement Structurel |
| PD : | Pays Développés |
| PDU : | Projet de Développement Urbain |
| PED : | Pays en Développement |
| PME : | Petite et Moyenne Entreprise |
| POPs : | Polluants Organiques Persistants |
| PROGDEM | Programme de Gestion intégrée des Déchets Ménagers |
| STM : | Services Techniques Municipaux |
| SUVA : | Spécific UV Absorbance |
| UNEP | United Nations Environment Programme |
| % H | Pourcentage Humidité |

Introduction générale

La gestion des déchets dans les pays en développement (PED), rencontre de très nombreuses difficultés, tant du point de vue technique, économique, que méthodologique et organisationnel.

Les causes de ces difficultés sont connues, en premier lieu l'exode rural et la métropolisation des villes avec ses conséquences dans le domaine de l'habitat, de l'éducation, de la santé et de l'environnement, et en deuxième lieu la mauvaise gouvernance. Confrontés à des problèmes de planification, de gestion et de financement, les responsables locaux n'ont pas pu maîtriser l'implantation des populations les plus démunies dans les zones les plus exposées. Les principales difficultés rencontrées sont les suivantes : - des infrastructures urbaines inopérantes (voirie, réseau téléphonique et électrique, adduction d'eau d'assainissement, collecte de déchets), - un financement très irrégulier des dépenses, - des problèmes de fonctionnement et de maintenance des équipements de base, - des personnels sous qualifiés et - le manque chronique de données locales. La ville peut être considérée comme un écosystème qui, pour vivre, croître et se régénérer extrait du milieu naturel des ressources et les rejette dans le même milieu : ses besoins sont énormes compte tenu de sa croissance exponentielle.

L'envergure des problèmes appelant l'urgence des solutions, les décharges sont devenues l'unique moyen pour l'élimination des déchets.

La mise en décharge présente l'avantage d'éliminer d'importants volumes à des coûts raisonnables. Mais malheureusement, elle se limite souvent dans les PED à un simple trou et le tour est joué. Les échecs de projet de décharge se sont répétés ces dernières années. Il a notamment été constaté des « comportements » de décharges inattendus, très différents de ce qui avait été prévu et conçu (production de lixiviat sous ou sur évaluée, inefficacité du drainage ou du compactage, etc.) ; ce qui met en évidence un manque de connaissance des paramètres spécifiques aux décharges dans les PED.

Aujourd'hui sous l'impulsion des pouvoirs publics, un certain nombre de textes réglementaires et législatifs ont été adoptés dans les PED. Mais la dimension scientifique et technique qui devrait servir de support pour l'application de ces textes n'est pas définie ou maîtrisée. En effet, rares sont les projets de « décharges modernes » dans ces pays et il apparaît à travers ces premiers cas que souvent les standards reproduits des expériences des pays développés (PD) conduisent à des principes de conception et de fonctionnement inadaptés. Les données existantes sont issues soit de la recherche fondamentale, qui prend en compte des aspects particuliers sans pouvoir rendre compte de l'ensemble d'un processus de fonctionnement, soit des institutions multilatérales qui donnent des recommandations d'ordre

général, soit de bureaux d'études ou d'entreprises qui n'ont justement pas pu faire référence à des cas d'expérience dans ces contextes.

Les casiers des centres de stockage doivent être considérés comme des réacteurs ouverts dont on doit maîtriser au mieux les entrées (déchets, eaux), les sorties (lixiviat, biogaz, envols), les mécanismes réactionnels (évolution du massif de déchets) et les impacts sur l'environnement : eaux (eaux de surface et souterraines), sols (migration des polluants organiques et minéraux), air (émission des gaz à effet de serre), écosystème naturel et humain. La conception et l'exploitation du centre de stockage de déchets doivent permettre une maîtrise de la production du lixiviat, du biogaz, et une limitation des nuisances : envols, odeurs, animaux, incendies, explosions, bruit, pollution des sols, des eaux, effet de serre et risques sanitaires en tenant compte des contraintes techniques, économiques, etc.

L'objectif de cette étude est de fournir un outil scientifique de suivi des centres de stockage de déchets dans les PED, via des paramètres pertinents pour définir des conditions minimales de stockage de déchets ménagers en vue de limiter les impacts environnementaux. Sur la base de ce protocole expérimental, modulé selon les cas particuliers, des expertises ont été réalisées pour valider les paramètres essentiels du fonctionnement des décharges dans des cas spécifiques. Pour la gestion des déchets, ces outils opérationnels d'aide à la décision pour le choix des filières d'élimination sont indispensables pour - l'évaluation des flux et de la composition des déchets solides, - le paramétrage des systèmes de traitement des déchets (compostage, incinération, enfouissement) et leurs expertises, - l'établissement des contraintes minimales d'enfouissement, - la mesure des impacts environnementaux.

Ce rapport s'articule autour de trois parties :

Une première partie bibliographique fait état de la problématique de gestion et du stockage des déchets dans les PED, en particulier en Algérie et au Burkina Faso. Cette partie présente, l'élimination des déchets dans les PED, les généralités sur les modes d'enfouissement des déchets, les paramètres de suivi de centre d'enfouissement de déchets, les modèles de prédiction. Cette première partie permet de dégager les paramètres à prendre en compte dans l'élaboration du guide de suivi expérimental des centres de stockage de déchets dans les PED.

Une deuxième partie présente la description de la méthodologie appliquée pour l'élaboration du guide, les paramètres analytiques pour la caractérisation des déchets et les paramètres spécifiques de suivi de l'évolution du massif de déchet : caractérisation physique

(tri par taille, composition), densité, humidité etc. et caractérisation chimique : matière organique (Indice SUVA, E4/E6, % MO, % Corg etc.) matière minérale (SO_4^{2-} , S^{2-} , Cl^- , NH_4^+), paramètre physico-chimique (pH, E_H).

Une troisième partie relative aux résultats présente la conception du guide de suivi expérimental et les 21 paramètres. Cette partie a été aussi consacrée à la validation du protocole sur trois sites. Le premier, Polesgo au Burkina Faso, est un centre d'enfouissement technique (CET) en démarrage, le deuxième, Saaba, est un site de type « décharge sèche » à Ouagadougou au Burkina Faso. Le troisième est un CET conçu pour contrôler le lixiviat et le biogaz à Ouled Fayet à Alger en Algérie.

Partie I : Analyse Bibliographique

Chapitre 1 :

Elimination des déchets dans les PED

Le problème de la gestion des déchets solides municipaux est l'un des problèmes cruciaux auxquels sont confrontées les autorités municipales des villes des PED. L'organisation de la collecte des déchets dans les quartiers à la périphérie des villes et leur élimination dans des conditions adéquates ne sont que peu souvent assurées, augmentant ainsi les risques sanitaires auxquels sont soumises les populations. De nombreuses ONG et PME en association avec les communes se sont ainsi constituées pour assurer cette collecte dans les quartiers ; malheureusement elles ne proposent que très peu souvent des filières de valorisation se contentant de regrouper les déchets à la périphérie des villes. La décharge constitue alors l'exutoire final des ordures ; mais le plus souvent ces sites de stockage sont implantés et exploités sans respect de l'environnement et sans règles élémentaires d'hygiène publique.

I. Cadre institutionnel

I.1. Généralités

La gestion des déchets représente l'un des défis les plus importants de nos sociétés, en particulier dans les PED. Si le stockage des déchets est une pratique courante, plus ou moins maîtrisée dans les pays industrialisés, ce n'est pas le cas dans les PED. Il existe peu de législation traitant des problèmes de gestion et de stockage des déchets. Ceci est peut-être lié à la quasi absence de convention internationale dans le domaine de la gestion et du stockage des déchets solides urbains. La législation internationale en la matière s'est intéressée aux déchets dangereux (convention de Bâle sur les déchets dangereux, ratifiée le 5 décembre 2001), et leurs transports (convention de Bamako sur l'interdiction de transfert des déchets dangereux en Afrique, signée en 1990) ou les polluants organiques persistants (convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POPs), qui a pour objectif de protéger l'environnement et la santé humaine contre les effets des POPs, signée le 23 mai 2001). La responsabilité revient donc à chaque pays.

Depuis une dizaine d'années des initiatives se sont multipliées dans les PED face à la dégradation de l'environnement, en particulier pour proposer des solutions de gestion des déchets. Le secteur informel et des structures associatives (organisations non gouvernementales : ONG, association de quartiers) et privées se sont engagés pour apporter leur contribution à l'élimination des déchets surtout dans les grandes villes. Cependant, le problème de la solvabilité des populations a amené ces acteurs à intervenir principalement dans les secteurs ou quartiers de ville d'accès facile et où résident des personnes ayant les moyens de s'acquitter du coût de la collecte de leurs déchets.

Les efforts entrepris pour le développement économique et social de ces pays, depuis leur indépendance, n'ont pas toujours pris en compte les préoccupations environnementales exacerbées par la pression démographique et par la croissance urbaine. Cependant plusieurs pays dont le Bénin, le Burkina Faso, le Mali, etc. accordent une grande place à la protection et au respect de l'environnement dans leur constitution.

Le progrès économique et social, en même temps que les multiples avantages associés, ont amené leur lot de problèmes, dont l'augmentation continue de la quantité des déchets urbains et industriels.

L'exploitation des ressources dans la planification privilégie souvent les impératifs de croissance économique au détriment de l'environnement, c'est le cas pour la plupart des pays

pauvres qui doivent faire face à la situation économique, au développement de moyens de lutte contre la pauvreté, les maladies et le manque d'éducation. A tout ceci s'ajoutent la complexité des relations entre les entités publiques de niveaux politiques et administratives différents, l'absence de standard minimum national et le manque de ressources financières qui ont pour résultat de limiter les actions des autorités chargées de la gestion des déchets.

I.2. Contexte démographique

La complexité des systèmes urbains dans les villes des PED a conduit à des problèmes plus vifs pour le bien-être des populations. Il faut admettre aujourd'hui que la croissance des revenus individuels due à la prospérité économique n'est plus synonyme de croissance de la qualité de vie. Le rapide processus d'urbanisation a fait apparaître au grand jour des difficultés liées au développement anarchique des quartiers périurbains.

I.2.1. Contexte démographique au Burkina Faso

De près de 8 millions d'habitants en 1985, la population du Burkina Faso est passée à plus de 12 millions en 2006 (IRD, 2006). Cette croissance démographique a entraîné la création de zones d'habitation non structurées (non loties) aux périphéries des grandes villes comme Ouagadougou (la capitale) et Bobo Dioulasso. La population de Ouagadougou, correspond à près du dixième de la population totale et environ à la moitié de la population urbaine totale. La densité de la population à Ouagadougou dépasse 40 habitants par hectare (Bayili, 1996). Ces populations provenant des zones rurales sont le plus souvent à la recherche d'un travail rémunérateur. Malgré les efforts des pouvoirs publics, les infrastructures et les équipements en matière d'assainissement n'ont pas suivi l'accroissement de la population. Depuis, plusieurs lotissements ont fait évoluer la situation des espaces aménagés, tels que le projet Ouaga 2000 dans le secteur sud de la ville de Ouagadougou. On constate néanmoins une détérioration du cadre de vie des populations. Les ordures s'entassent dans les quartiers nouvellement ou non lotis, créant des nuisances et la prolifération d'insectes vecteurs de maladies.

L'économie du Burkina Faso de 1990 à 1996, n'a pas fondamentalement changé de structure, malgré la mise en œuvre du programme d'ajustement structurel (PAS). L'économie du Burkina est caractérisée par : a) un faible revenu par habitant (environ 300 €/an), b) une

prépondérance du secteur primaire (40 %), c) une place essentielle de l'aide extérieure dans l'investissement (IRD, 2006).

I.2.2. Contexte démographique en Algérie

Une projection à l'horizon 2025, annonce une population de 55 millions de personnes réparties comme suit :

- 30 millions, dans les régions telliennes,
- 15 millions dans les régions métropolitaines,
- 10 millions dans la seule région métropolitaine d'Alger qui regroupe : Alger, Blida, Boumerdes, Tipaza. (MATE, 2003).

Sans une action de réorganisation de l'armature urbaine, il est à craindre que cette tendance exacerbe des problèmes que connaît déjà l'Algérie, par exemple l'intensification des mouvements migratoires vers les grandes villes du nord eu égard à l'échec des politiques visant à freiner l'exode rural (taux = 75 % prévu à l'an 2010), (MATE, 2003), l'urbanisation spontanée et anarchique, la dégradation du cadre de vie urbain, etc. pour ne citer que ceux là.

Le défi démographique, auquel il est urgent de faire face, est cette forte croissance des villes, dont la plupart voit leur population et leur superficie doubler en moins d'une génération.

I.3. Contexte juridique

La croissance démographique rapide et le développement économique sont les principales sources de l'augmentation du volume de déchets dans les PED. Comme dans la plupart de ces pays, on y constate une législation laxiste et un manque cruel de moyens pour faire respecter les quelques textes de loi qui existent, ce qui conduit inexorablement à la multiplication des décharges sauvages. Dans certains cas, la rigidité des lois ne permet pas de régulariser les situations existantes. Même s'il semble que les autorités de ces pays commencent à réagir, un grand retard a été pris et les municipalités sont confrontées à de très gros problèmes en matière de gestion des déchets, faute de réglementation et d'implication des citoyens.

I.3.1. Contexte juridique au Burkina Faso

Plusieurs lois et décrets ont été mis en place pour réglementer la gestion des déchets ménagers. Le code de l'environnement (Loi N°005/97/ADP) et plus spécifiquement, le décret conjoint portant réglementation de la collecte, du stockage, du transport, du traitement et de l'élimination des déchets urbains (décret N° 98-323/PRES/MEE/MAT/MIHU/MS), définissent les compétences, les responsabilités et les obligations spécifiques des communes sur le territoire du Burkina Faso en matière de collecte et de traitement des déchets urbains. La pré collecte est régie par l'arrêté N°3/CO du 25 mars 1960, relatif à la salubrité et à la propreté des voies publiques, cours, jardins. La loi N° 002/94/ADP du 19 janvier 1994, portant code de l'environnement, interdit la détention ou l'abandon des déchets urbains dans des conditions favorisant le développement d'animaux nuisibles et d'insectes vecteurs de maladies, susceptibles de provoquer des dommages aux personnes et aux biens.

La collecte est régie par la loi N°004/93/ADP du 12 mai 1993 portant sur l'organisation municipale de la collecte. Le maire est chargé, sous le contrôle du conseil municipal, notamment de veiller à la protection de l'environnement et de prendre en conséquence les mesures propres à empêcher ou à supprimer la pollution et les nuisances, à assurer la protection des espaces verts, et à contribuer à l'embellissement de la commune.

En matière d'information, d'éducation et de communication, l'arrêté 94-20 MAT/PKAD crée le comité provincial de sensibilisation à la salubrité et à l'assainissement, opérationnel depuis janvier 1995.

En 1995, une redevance pour enlèvement des ordures ménagères était instituée par décret (Décret 95-176/PRES/MEFP/MAT du 23 mai 1995), en lieu et place de la taxe de balayage et d'enlèvement des ordures ménagères et ce, dans les limites des différentes communes du pays. Le taux était de 350 FCFA par concession, par mois, mais les taux de recouvrement se sont révélés très faibles, sensiblement 20 % en 1996 (Bayili, 1996a).

I.3.2. Contexte juridique en Algérie

En Algérie le décret 84 – 378 du 15 décembre 1984, fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et de traitement des déchets solides urbains stipule que « l'Assemblée populaire organise, dans les conditions définies par le présent chapitre, sur son territoire, soit directement, soit en association par l'intermédiaire d'organismes intercommunaux et / ou appropriés, un service de collecte et d'élimination des déchets solides urbains, à l'exclusion de certains déchets ».

Conformément aux dispositions de la loi N°90 – 08 et à la loi 19 – 01, la gestion des déchets ménagers et assimilés est à la charge de l'assemblée populaire communale qui organise sur son territoire, un service public en vue de satisfaire les besoins de ses citoyens en matière de collecte, de tri, de transport, de valorisation ou d'élimination de ces déchets. L'assemblée populaire communale peut concéder la gestion des déchets ménagers et assimilés à des tiers, mais elle reste toujours responsable de son exécution. Aussi les assemblées communales de deux ou plusieurs communes peuvent s'associer pour la gestion des déchets.

D'autres textes de loi viennent renforcer la volonté du pouvoir de protéger l'environnement :

- loi N°01 – 19 du 12/12/2001, relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets ;
- décret N°84 – 378 du 15/12/1984, fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et du traitement des déchets solides ;
- décret exécutif N°91 – 177 du 28 mai 1991, fixant les procédures d'élimination et d'approbation du plan directeur d'aménagement et d'urbanisme et le contenu des documents y afférent ;
- décret exécutif N°96 – 60 du 27/01/1996, portant création de l'inspection de l'environnement de Wilaya ;
- décret exécutif N°2 – 175 du 20/05/2002, portant création de l'Agence Nationale des Déchets...

Le décret relatif au stockage des déchets ménagers et assimilés est en cours d'étude. Concernant les déchets dangereux, l'Algérie a signé le protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer méditerranée par les mouvements transfrontaliers des déchets dangereux et envisage prochainement la signature de la convention de Bâle et celle de Bamako (MATE, 2003).

II. Urbanisation dans les pays en développement

L'urbanisation exerce de fortes pressions sur les villes des PED qui absorbent, les 2/3 de l'accroissement total de la population du tiers monde. A ce rythme, l'occupation des zones urbaines des PED évolue de façon linéaire et les moyens mis en place sont en perpétuelle décroissance. Cependant, s'il est évident que les villes des PED contribuent de façon active à

la production, elles consomment des ressources naturelles et se développent en empiétant sur l'espace rural, les forêts, les eaux et l'atmosphère.

Les répercussions de l'urbanisation sur l'environnement ont, directement, porté préjudice à la qualité de vie et les effets ne sont pas toujours faciles à identifier. Néanmoins, il est possible de résumer les problèmes liés à l'urbanisation dans les PED, en quatre grands points :

- non maîtrise de l'ensemble du processus d'urbanisation face à la transformation rapide de la structure spatiale et urbaine, due à la déficience d'une politique d'aménagement et à l'absence de planification et d'une réglementation convenable ;
- tolérance accordée à l'expansion urbaine, qui prend souvent la forme de bidonvilles dans lesquels les conditions de vie sont inférieures au minimum requis ;
- déficits en équipements collectifs et en infrastructures de base tels que : l'alimentation en eau potable, l'assainissement, l'électrification et la collecte des ordures ménagères ;
- à tout ceci s'ajoutent les phénomènes d'exode rural, qui non seulement mettent gravement en cause l'instauration d'un mode durable de développement mais aussi, rendent pratiquement impossible toute planification et toute gestion urbaine.

III. Production et composition des déchets dans les PED

III.1. Production des déchets dans les PED

La production croissante des déchets dans les PED a provoqué la multiplication de grandes décharges sauvages un peu partout, autour des grandes villes, sans compter celles qui naissent et grandissent d'elles mêmes, dans les terrains vagues à l'intérieur des villes. Cette augmentation est liée à la croissance démographique et au développement économique et social du pays.

La quantification des déchets solides est essentielle pour une planification du système de gestion et par conséquent des centres de stockages de déchets, maillon ultime de toute filière de traitement. A noter que le ratio de production par habitant est variable suivant les pays et les villes (Cf. tableau 1)

Tableau 1 : Production des déchets par habitant de plusieurs villes des PED

| Ville | Pays | Références | Production de déchets (Kg/hab/j) |
|---------------------|--------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| Alger | Algérie | Kéhila <i>et al.</i> , 2005 | 0,75 - 1 |
| Ouagadougou | Burkina Faso | Tezanou <i>et al.</i> , 2001 | 0,62 |
| Bobo Dioulasso | Burkina Faso | Dessau Soprin inc., 1999 | 0,55 |
| Uberlândia | Brésil | Fehr <i>et al.</i> , 2000 | 0,51 |
| Youndé | Cameroun | Ngnikam, 2000 | 0,85 |
| Baffoussam | Cameroun | Ngnikam, 2000 | 0,37 |
| Hong - Kong | Chine | Chung et Pool, 1998 | 0,7 |
| Guangzhou | Chine | Chung et Pool, 1998 | 0,4 |
| (Moyenne nationale) | Inde | Bernache Perez, 2001 | 0,41 |
| Kuala Lumpur | Malaisie | Kathirvale <i>et al.</i> , 2003 | 1,7 |
| (Moyenne nationale) | Malaisie | Kathirvale <i>et al.</i> , 2003 | 0,5 – 0,8 |
| Rabat | Maroc | Guibbert, 1998 | 0,60 |
| Grand Casablanca | Maroc | ONEM 2001 | 0,89 |
| (Moyenne nationale) | Maroc | ONEM 2001 | 0,75 |
| Nouakchott | Mauritanie | Alouémine, 2006 | 0,21 |
| Mexicali | Mexique | Ojeda-Benitz <i>et al.</i> , 2003 | 0,59 |
| Guadalajara | Mexique | Bernache G., 2003 | 0,51 |
| (Urbain) | Philippines | UNEP, 2001 | 0,50 |
| (Rural) | Philippines | UNEP, 2001 | 0,30 |
| (Moyenne nationale) | Vietnam | UNEP, 2001 | 0,61 |

Les différences de production spécifique journalière entre les villes et les régions des PED, et même à l'intérieur des pays sont dues aux modes de vie des populations locales, aux niveaux de vie mais aussi, en partie, aux procédures d'évaluation des tonnages qui peuvent varier d'un centre de recherche à un autre. Au Maroc, 16 régions ont été explorées, le tonnage moyen journalier des déchets varie de 22,60 T/j dans la région de Oued Edahab-Lagouira à 2753,38 T/j dans la région du grand Casablanca (ONEM, 2001). Cette variation de tonnage est essentiellement liée à la variation de la densité de la population mais aussi aux modes d'évaluation variés utilisés, ce qui montre la nécessité de mise au point d'un protocole expérimental de détermination de ces paramètres pour une meilleure planification des équipements de traitement de déchets.

Dans les pays de l'ASEAN (Association of South East Asian Nations), les ratios de production en Kg/hab/j sont très variables. La Malaisie (population de 22 millions) produit environ 5,5 millions de tonnes environ de déchets solides par jour environ 0.68 Kg/hab/j en 2001. C'est comparable aux 5 millions de tonnes de déchets à Singapour par année. Cependant, la production de déchets de Singapour par habitant est beaucoup plus grande alors

que sa population n'est que de 4,5 millions. Le Vietnam produit environ 49 millions de tonnes par an (environ 0,6 kg/hab/j). Aux Philippines, la production de déchets est en moyenne de 36 millions de tonnes par an, soit 0,50 kg/hab/j dans des secteurs urbains et 0,30 kg/hab/j dans des secteurs ruraux. Au Laos la production de déchets urbains est en moyenne de 0,75 Kg/hab/j. La quantité de déchets produits par la Thaïlande en 2001 était de 14 millions de tonnes ou 38 640 tonnes par jour (environ 0,2 kg/hab/j), soit une augmentation d'environ 470 tonnes par jour par rapport à l'année 2000 (ASEAN, 2001, UNEP, 2001). Cette évolution s'observe dans pratiquement tous les pays à cause de la croissance démographique. C'est le cas par exemple du Maroc, où la production des déchets a considérablement augmenté dans cette dernière décennie. Elle aurait atteint environ 17 413 T/J en 1999, alors qu'elle n'était que de 12 370 T/j en 1992 et 1 600 T/j en 1960 (Département de l'environnement, 1995, 1997, 1999, 2000, Ministère de santé du Maroc, 1999, Département du commerce et de l'industrie, 1992, 1994). Cette production n'évolue pas au même rythme selon que l'on se situe dans une zone urbaine ou dans une zone rurale. Les tableaux 2 et 3 ci-dessous présentent l'évolution de la production de déchets au Maroc et au Burkina Faso en fonction de l'habitat

Tableau 2 : Production de déchets au Maroc (ONEM, 2001)

| Zone | Population (x 1000) | Kg/hab/j (1998) | T/j (1998) | T/j (2000) | T/an (1998) | T/an (2000) |
|---------|------------------------|--------------------|---------------|---------------|----------------|----------------|
| Urbaine | 14 524 | 0,75 | 10 925 | 12 500 | 3 987 654 | 4 500 000 |
| Rurale | 12 786 | 0,3 | 3 836 | 5 555 | 1 400 067 | 2 000 000 |
| Total | 27 310 | | 14 761 | 18 055 | 5 387 721 | 6 500 000 |

Tableau 3 : Production de déchets à Ouagadougou au Burkina Faso

| Habitat | CREPA 1993 | | | Tezanou (2002) |
|----------------|-----------------------|---------------|------------------|----------------|
| | Production (Kg/hab/j) | | | |
| | Période humide | Période sèche | Moyenne pondérée | |
| Haut standing | 0,85 | 0,75 | 0,78 | 0,85 |
| Moyen standing | 0,47 | 0,40 | 0,42 | 0,65 |
| Bas standing | 0,37 | 0,33 | 0,34 | 0,54 |

Notons que la production des déchets au Maroc est semblable à celle d'autres pays arabes et inférieure à celle des pays développés. Dans les PED, les divergences de coutumes entre les villes et les campagnes se retrouvent dans les productions de déchets. En zone rurale, les habitudes de consommation, les besoins en alimentation pour le bétail et les récupérations pour le recyclage artisanal, diminuent considérablement cette production. Le tableau ci-dessus présente une production moyenne de 0,75 Kg/hab/j en zone urbaine et 0,3 Kg/hab/j en zone rurale. De même en Malaisie, la production dans les villes à forte densité est de 1,7 Kg/hab/j alors que la moyenne nationale est comprise dans l'intervalle de 0,5 – 0,8 Kg/hab/j (Katirvale *et al.*, 2003). Le tableau 3 montre que la production varie selon les niveaux de vie et les saisons. On constate aussi une disparité totale au niveau de la production dans les zones touristiques. C'est le cas de Sao Sebastian au Brésil où la production de déchets est multipliée par 3 pendant les périodes touristiques, passant de 40 à 150 T/j (De Vries, 2001). Cette diversité s'observe aussi dans les régions et villes d'un même pays ; la production passe de 0,6 Kg/hab/j dans le Doukkala Abda à 0,9 Kg/hab/j dans le Grand Casablanca (ONEM., 2001). Certes, il faut tenir compte du secteur informel qui recycle une partie des déchets, des habitudes de vie etc. Les déchets qui sont stockés ne seront pas forcément ceux produits par les ménages mais ceux qui résultent des diverses opérations de récupération, de recyclage et autres. Les mêmes réalités s'observent dans les quartiers d'une même ville. De 1990 à 1996, la quantité de déchets générés par la ville d'Abidjan a augmenté continuellement. La production annuelle de l'agglomération est passée de 776 178 T à 982 220 T ce qui équivaut à un taux de croissance annuelle de 4% (Sané, 2002). Le ratio moyen par habitant est de 1 kg/hab/jour. Ce ratio est de 0,4 kg/hab/jour dans les quartiers précaires et de 1,2 kg/hab/jour dans les zones résidentielles. Cette différence est surtout liée à la nature des déchets constitués majoritairement de fermentescibles, mais également au taux d'humidité élevé de la région. En effet, la ville d'Abidjan est sous l'influence du climat tropical humide. Elle reçoit en moyenne 2 200 mm de pluie par an étalés sur 7 mois (MET-CI, 1994). Les poubelles étant très rarement munies de couvercle, cette pluviométrie importante imbibe les déchets et les rend plus lourds dans la mesure où ils sont composés à 51% de matières organiques (Sané, 1999). Face à cette évolution croissante des déchets, les moyens mis à disposition par les autorités restent faibles. C'est le cas des grandes agglomérations urbaines des PED, où on assiste à la régression des moyens humains et matériels affectés à la gestion des déchets.

Tableau 4 : Evolution du volume de déchets et des moyens affectés à la gestion des déchets à Alger (Algérie) (Mezouari, 2002)

| Année | Taille des villes | Production (Kg/ hab/j) | Moyens affectés (personnels) | Moyens affectés (matériels) |
|-------|-------------------|------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| 1980 | Villes moyennes | 0,5 | 1 agent pour 500 habitants | - |
| | Grandes villes | - | | |
| 2000 | Villes moyennes | 1,0 | 1 agent pour 1500 habitants | 1 véhicule pour 7500 habitants |
| | Grandes villes | 1,2 | | |

III.2. Composition des déchets dans les PED

Les déchets urbains sont constitués principalement des déchets ménagers, c'est pourquoi on les appelle souvent ordures ménagères, mais ils comprennent aussi des déchets de commerce, de bâtiments publics et les déchets de voirie. Les ordures ménagères étant essentiellement hétérogènes, leur composition physique est définie en regroupant les constituants en catégories présentant une certaine homogénéité.

Leur composition est très variable suivant la région, le climat, les habitudes des populations, le caractère de l'agglomération (zone urbaine, ou rurale, zone industrielle ou commerciale, etc.), le niveau de vie des habitants, le type de collecte etc. (Beture environnement, 2001 ; Ngnikam, 2000 ; Arinola, 1995). (Cf. Tableau 5).

La connaissance de la composition des ordures ménagères a une importance primordiale notamment pour le développement de la valorisation.

La fraction fermentescible est prépondérante dans les PED, souvent supérieure à 50 %. Les résultats de la Mauritanie sont ici une exception, les enquêtes montrent que les fermentescibles sont systématiquement récupérés à la source et valorisés comme aliment de bétail (Alouémine, 2006). Cette composition évolue suivant les niveaux de vie de la population et les changements dans les habitudes de consommation. Le rapport sur l'état de l'environnement au Maroc (ONEM, 2001) montre une évolution très significative. La matière organique a baissé de 75 % à 50 % entre 1960 et 1999. A l'inverse, la proportion de plastiques a augmenté dans le même temps de 0,3 à 6-8 %, comme le présente le tableau 6.

Tableau 5 : Composition des déchets urbains dans les PED (%)

| Pays (ville) | Source | Fermentescible | Verre | Plastiques | Papiers cartons | Métaux | Sable bois cendres graviers | Autre (Composites et spéciaux) |
|---------------------------|--------------------------------|----------------|-------|---------------------|------------------|--------|-----------------------------|--------------------------------|
| Bénin (Cotonou) | Soclo 1999 | 45 | | 3-4 | | 2 | | |
| Burkina Faso | Folléa, 2001 | 39 | 3 | 10 | 9 | 4 | | |
| Côte D'ivoire | Sané, 1999 | 69,7 | 0,5 | 9,5 (+ textile) | 5,8 | 0,9 | 13,6 | - |
| Egypte | Ezz, 2003 | 60 | 2,5 | 1,5 | 13 | 3 | | |
| Guinée (Labé) | Matejka, 2001 | 69 | 0,3 | 22,8 (+ textile) | 4,1 | 1,4 | | |
| Haïti | Imel, 1996 | 75 | 2 | 7 | 3 | 3 | 2 | |
| Ile Maurice | Mohee, 2002 | 68 | 1 | 13 | 12 | 1 | | |
| Inde | Damodaran <i>et al.</i> , 2003 | 38,6 | 1 | 6,03 | 5,57 | 0,23 | | |
| Indonésie (Jakarta) | UNEP, 2001 | 73,9 | 1,7 | 7,86 (+1,6 textile) | 10,2 | 2,0 | 1,5 | 0,9 (+0,3 spéciaux) |
| Kénya (Nairobi) | Manassero <i>et al.</i> , 1997 | 74 | 4 | 5 | 12 | | | 2 |
| Liban | Consult 2002 | 64 | 5 | 10 | 15 | 2 | | |
| Malaisie (Petaling Jaya) | Tawee & Ismail 2003 | 36,5 | 3,2 | 18,4 | 27 | 3,9 | | |
| Malaisie (Seberang Perai) | Tawee & Ismail 2003 | 30,1 | 1,5 | 12 | 30,8 | 3,2 | | |
| Maroc | Hafid <i>et al.</i> , 2002 | 65-70 | 0,5-1 | 2-3 | 18-20 | 5,6 | | |
| Mauritanie (Nouakchott) | Alouémine S. 2006 | 4,8 | 4 | 20(+12,2 textiles) | 6,3 (+1 papiers) | 4,2 | 11,7(+30 fines) | 5 (+0,8 spéciaux) |
| Mexique | Gonzalez del Carpio 1998 | 55 | 5 | 4 | 15 | 6 | | |
| Mexique | Meraz <i>et al.</i> , 2003 | 45 | 8 | 8 (+ textiles) | 22 | 4 | 12 | 1 |
| Pérou | Luis, 1997 | 34,7 | 7,1 | 7,2 | 6 | 2,8 | | |
| Sénégal | Sarr, 1997 | 42 | 4 | 4 | 7 | 3 | 36 | 4 |
| Thaïlande (Bangkok) | Manassero <i>et al.</i> , 1997 | 44 | 1 | 3 (textiles) | 25 | | 7 | 19 |
| Tunisie | Younès, 1996 | 66 | 1,2 | 5,9 | 15 | 3,4 | 1,2 | 7,3 |
| Turquie (Istanbul) | Manassero <i>et al.</i> , 1997 | 61 | 1 | 6 (+ textiles) | 10 | | 6 | 14 |

Tableau 6 : Evolution de la composition des déchets au Maroc (Département de l'environnement du Maroc, 1999 et ONEM 2001)

| Composition des déchets | 1960 (%) | 1990 (%) | 1999 (%) |
|------------------------------|----------|----------|----------|
| Matières organiques | 75 | 65 - 70 | 50 |
| Papiers-cartons | 15 | 18 - 20 | 5 - 10 |
| Plastiques | 0,3 | 2 - 3 | 6 - 8 |
| Métaux | 0,4 | 1 - 3 | 1 - 4 |
| Verres –débris de céramiques | 0,6 | 1 | 1 - 2 |
| Divers | 8,8 | 5 - 7 | 16 |

Cette évolution se retrouve pratiquement dans tous les PED et elle est parallèle au développement industriel. Outre la forte proportion de fermentescibles, on pourra noter aussi les fractions fines (< 20 mm) qui ne sont pas négligeables. Les fines représentent 36% du poids sec à Cotonou (Bénin) (Soclo *et al.*, 1999), en Inde 42% (Damodaran *et al.*, 2003) et 30% à Nouakchott (Mauritanie) (Alouémine, 2006).

Cependant quelques exceptions existent. C'est ce qu'on constate avec l'évolution de la composition des déchets à Taiwan (Hegde *et al.*, 2003). (Cf. tableau 7)

Tableau 7 : Evolution de la composition de déchets à Taiwan (Hegde *et al.*, 2003)

| Composition des déchets | 1992 (%) | 1995 (%) | 1997 (%) | 1999 (%) | 1999* |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|-------|
| Fermentescibles | 25,73 | 17,94 | 24,90 | 21,83 | 40,29 |
| Papiers | 24,86 | 32,17 | 29,13 | 35,83 | 33,11 |
| Plastiques | 19,14 | 18,27 | 19,57 | 19,85 | 15,10 |
| Bois | 5,06 | 5,82 | 4,86 | 4,89 | 3,47 |
| Textiles | 3,97 | 6,21 | 5,80 | 5,20 | 1,23 |
| Cuir | 1,73 | 0,88 | 1,13 | 0,60 | 0,95 |
| Verre | 7,69 | 5,59 | 4,95 | 4,99 | 2,89 |
| Métaux | 7,07 | 6,05 | 5,33 | 3,80 | 2,88 |
| Porcelaine | 0,83 | 1,64 | 1,26 | 0,51 | 0,06 |
| Autres | 3,93 | 5,45 | 3,07 | 2,50 | 0,02 |

(*) Ville de Taipei (Taiwan)

Par contre dans les PD on observe une faible proportion de fraction fermentescible. Le tableau ci dessous présente la composition des déchets ménagers dans les PD.

Tableau 8 : Composition des déchets urbains dans les pays développés (%).

| | Source | Fermentescibles et végétaux | Verres | Plastiques | Papiers cartons | Métaux | Sable cendres graviers | Autre |
|--------------------|--------------------|--------------------------------|--------|---------------------|--------------------|--------|------------------------------|-------|
| Etats Unis | Hafid, 2002 | 23,8 | 5,9 | 9,4 | 38,1 | 7,7 | | |
| Allemagne | Hafid, 2002 | 15 | 9 | 3 | 27,5 | 6,5 | | |
| France | Hafid, 2002 | 29 | 13 | 11 | 25 | 5 | | |
| France | Ademe, 1999 | 28,6 | 13,1 | 15,1(+ textiles) | 25,4 | 4,1 | | |
| Grèce | Skordilis, 2004 | 45 | 4 | 11 | 22 | 4,5 | | |
| Japon | Hafid, 2002 | 30 | 7-13 | 8-10 | 40-42 | 4-7,5 | | |
| Région Wallonne | Thonart, 1998 | 29,8 | 11,7 | 9,9 | 28,1 | 4,2 | 9,7 | 6,6 |

IV. Enfouissement de déchets dans les PED

Dans les PED, l'enfouissement des déchets ne présente pratiquement jamais les garanties nécessaires pour éviter la pollution des eaux, des sols et de l'air. En outre certains sites ont été implantés sans que les responsables appréhendent les problèmes qu'ils pouvaient engendrer, d'autres très sophistiqués ont nécessité des investissements lourds sans raisons valables. C'est le cas du CET de Polesgo (Burkina Faso) qui a mobilisé plus de 32 milliards FCFA soit environ 50 millions d'euros (Dessau soprin inc. 1999).

Dans les pays industrialisés bien que l'enfouissement soit considéré comme l'exutoire ultime des déchets après leur valorisation ou leur traitement, des efforts considérables financiers, technologiques ont été consentis pour mettre en place les précautions indispensables : protection contre les infiltrations dans les sols, drainage et traitement des eaux percolant dans le massif de déchets, élimination et valorisation éventuelle du biogaz produit par la dégradation anaérobie des déchets, couverture des déchets et suivi post exploitation. Ce n'est pas le cas dans les PED.

Une étude financée par la Banque Interaméricano de Desarolles montre que pour les 33 principales villes du Brésil (Guido Acurio *et al.*, 1997), on compte 88 % de décharges sauvages, 9 % de décharges semi - contrôlées et 3 % de décharges contrôlées respectant les règles environnementales. Malheureusement, ces décharges sont souvent dans des zones agricoles ou naturelles. En Tanzanie, les déchets ménagers collectés dans la capitale sont déposés à la décharge de Mtonikwa Kabuma, à 10 Km du centre ville. (Mbuligwe *et al.*, 2004). Ce site est situé près d'une zone à forte densité de population, il n'est pas clôturé et sa taille trop petite limite sa capacité de stockage.

Même si certains pays ont commencé depuis peu à réduire par le traitement, la quantité de déchets à enfouir comme en Malaisie (Chong T. L. *et al.*, 2005), il y aura toujours un reste à stocker. Le tableau (9) suivant présente l'évolution de cette stratégie.

Tableau 9 : Stratégie de réduction de déchets à enfouir en Kuala Lumpur (Malaisie)
(Chong T. L. *et al.*, 2005)

| Année | Population | Total (T/an) | Traitement % | | | | | Total en décharge T/an |
|-------|------------|-----------------|--------------|------|-----|------|------|---------------------------|
| | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | |
| 2001 | 500 000 | 160 600 | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 97,0 | 155 782 |
| 2002 | 512 500 | 164 615 | 4,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 96,0 | 158 030 |
| 2003 | 525 313 | 168 730 | 5,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 95,0 | 160 294 |
| 2004 | 538 445 | 172 949 | 6,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 94,0 | 162 572 |
| 2005 | 551 906 | 177 272 | 7,0 | 47,9 | 4,0 | 10,0 | 31,1 | 55 132 |

(1) Recyclage, (2) Incinération, (3) Compostage, (4) Déchets inertes, (5) Décharge

Cette projection devrait en 2020, permettre de limiter le stockage à 19,3 % des déchets produits, ce qui, avec la croissance de la population est encore important. Cependant plusieurs autres pays des PED sont encore très loin, de cette volonté politique. Au Ghana, environ 77 % des déchets produits sur le territoire sont mis en décharge, au Sénégal 80 %, et au Burkina Faso 64 % (Foléa V. *et al.*, 2001).

IV.1. Dépotoirs et décharges sauvages dans les PED

Face à la croissance démographique et à la déficience des infrastructures des voiries municipales, les populations des villes et agglomérations des PED, n'ont eu pour solution que le dépôt des déchets ménagers aux abords des rues. L'essentiel pour ces populations était de se débarrasser des déchets. Thonart (2002) a identifié 85 dépotoirs et décharges sauvages dans 13 PED qui ne bénéficient d'aucune mesure de protection de l'environnement. Une étude de l'United Nations Environment Program (UNEP, 2003), rapporte que la mise en décharge est en pleine croissance ces dix dernières années en Amérique Latine et dans les caraïbes ; 60 % de ces décharges sont des décharges sauvages. D'après un audit de la banque mondiale, réalisé par Johannessen *et al.*, (1999), sur 97 décharges en Afrique, Asie et Amérique Latine, 11 seulement bénéficient d'équipements plus ou moins corrects. Cette étude conclue que 15% des déchets au Mexique sont traités dans le respect de l'environnement. Or dans ces pays des milliers de tonnes de déchets sont enfouis chaque jour. C'est le cas de la majorité des villes au

Maroc, où des décharges sauvages sont installées sur des terrains communaux et sur des sites choisis au hasard sans aucune étude d'impact. Les décharges des 3 principales villes (Fès, Rabat, Agadir) proches de la saturation sont dangereusement localisées au plan environnemental (Folléa *et al.*, 2001 ; Grela *et al.*, 2002).

En Asie, la mise en décharge des déchets est une vieille tradition. Les déchets sont enfouis dans des trous sans protection préalable. On retrouve principalement des décharges sauvages, notamment en Inde pour combler des marécages sur des terrains privés. La forte teneur en matière organique et la grande quantité de plastique formant une couche imperméable quand les déchets se tassent lors du compactage contribuent à l'accumulation du méthane dans ces fosses qui sont la base des accidents comme ce fut souvent le cas à Bangkok et Manila ces dernières années (UNEP, 2005). Certaines décharges sont mises en place sans aucune étude géotechnique du sol. C'est le cas du glissement de la décharge de Dona Juana de Bogota, où peu après la fermeture de la première cellule, 1 million de tonnes de déchets se sont effondrés sur plus d'un kilomètre pendant 8 heures (Johannessen *et al.*, 1999).

En Afrique la grande majorité des décharges sont des décharges sauvages choisies pour des facilités d'accès. C'est le cas de la quasi totalité des décharges dans les PED, jusque dans les années 2003. Le tableau 10 ci-dessous présente quelques réalités en Tunisie et en Haïti.

Tableau 10 : Caractéristiques de quatre décharges (Hilligsmann *et al.* , 2001)

| Caractéristiques | Tunisie | | | Haïti |
|-----------------------------|---------------------------|---------------------------|--|---------------------------------|
| | Tunis Nord | Tunis Sud | Kairouan | Port-Prince |
| Capacité (T) | 3.10 ⁶ | 3.10 ⁶ | 300 000 | 500 000 |
| Profondeur (m) | 5-20 | 7-10 | 4-5 | 2-4,5 |
| Particularité | Au dessus d'un lac de sel | Au dessus d'un lac de sel | Dans le vieux lit d'une rivière déviée | Loin de 2 Km environ de la côte |
| Début et fin d'exploitation | 1984-1999 | 1960-1998 | | 1980-2000 |
| Précipitation (mm) | 445 | 445 | 290 | 1000-1140 ⁽¹⁾ |
| EPT ⁽²⁾ (mm) | 1160 | 1160 | 1560 | 1670 |

⁽¹⁾ Moyenne sur 30 années (données FAO) et entre 1988 et 1998 (données fournies par la station de Damien), respectivement, ⁽²⁾ EPT :Evapotranspiration.

Les décharges citées dans ce tableau sont des décharges saturées qui ne bénéficient d'aucune protection, exceptées les deux premières qui ont été implantées sur des lacs de sels pour empêcher l'infiltration du lixiviat vers la nappe éloignée d'environ 5 à 10 m. Toutefois dans certains PED les lacs de sel constituent une activité de production pour les populations locales (Exemple de la ville de Ouidah au Bénin). Concernant les deux autres, l'une est implantée dans un vieux lit de fleuve et l'autre éloignée de 2 Km environ de la mer sans aucune barrière d'étanchéité. Pour les quatre décharges citées, il n'existe pas de récupération de biogaz et du lixiviat.

La situation est beaucoup plus dramatique dans d'autres pays où les décharges sont implantées à côté de lagunes avec des profondeurs de nappes phréatiques inférieures à 3 ou 5 m alors qu'elles ne bénéficient d'aucune barrière d'étanchéification : Djélang V, Maképé, Kolfoulou, Ahalla au Caméroun (CWBI, 2000), c'est aussi le cas au Kenya (Henry *et al.*, 2006)

IV.2. Décharges modernes et décharges contrôlées dans les PED

Rares sont les projets de « décharges modernes » dans les PED et il apparaît à travers les premiers cas que souvent des standards reproduits des expériences des pays du nord conduisent à des principes de fonctionnement et de conception inadaptés. C'est le cas de plusieurs décharges dites modernes dans ces pays mais qui malheureusement ne sont pas des solutions aux problèmes environnementaux, malgré les forts moyens engloutis. On peut évoquer le cas de la décharge d'Akouèdo, l'unique et dite décharge moderne de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire) (Sané, 2002).

Elle est située en zone périurbaine à 47 km du centre-ville près du village Ebrié dont elle porte le nom. Elle occupe un thalweg dont le drainage naturel se fait vers la lagune Ebrié à moins de 2,1 km. Le choix de ce site a été guidé par des considérations économiques. La gestion de la décharge est confiée à une société privée Motoragri. Akouédo reçoit sans distinction tous les déchets ménagers, industriels et autres de la ville y compris les déchets chimiques, toxiques, inflammables, biomédicaux (Sané, 2002). Outre ces types de décharges dites modernes qui reçoivent tous les déchets sans distinction de leur nature, on peut citer celles dont les installations trop sophistiquées ne répondent pas aux réalités des pays. C'est le cas du CET de Polesgo à Ouagadougou (Burkina Faso) construit sur des modèles difficiles à maîtriser. D'autres CET sont mal exploités pour des problèmes de dysfonctionnement au niveau de la conception. C'est le cas du CET d'Ouled Fayet à Alger (Algérie) qui a d'énormes

problèmes au niveau du drainage des lixiviats. Ce site sera étudié plus en détail dans la suite du rapport. Ces différentes situations présentent les limites des modèles standards de CET et posent clairement la problématique de conditions minimales d'enfouissement de déchets répondant aux contraintes locales.

Cependant en Afrique du Sud, plusieurs CET ont prouvé leur efficacité : les CET de Durban Bissar Rd. (2 400 T/j), Durban Marianhill (300T/j), Durban Shongweni (700 T/j) et de Durban Mobeni (1000 T/j) moins efficaces comparés aux autres mais construits dans le respect des normes en vigueur des pays situés tous dans la région de KwaZulu/Natal et les décharges de Brits (25 – 100 T/j), Krugersdorp (500 – 1000 T/j) dans la région du nord ouest et celles de Marie Louise à Johannesburg (1900 – 2000 T/j), Goudkoppies à Sowéto (1000 T/j) et le CET de Boipatong (300 T/j) dans la région de Guateng. (Banque mondiale 1999, Johannessen L. M. *et al.*, 1999).

De même en Asie et en Amérique Latine, on rencontre quelques centres d'enfouissement de déchets qui respectent les normes environnementales. Ils ne sont pas nombreux mais révèlent la volonté de ces pays à trouver une solution adaptée à leur réalité locale.

V. Les acteurs de la gestion de déchets dans les PED

Ce sont des opérateurs publics, privés ou ONG. Dans toutes les villes des PED, au moins un opérateur public participe à la fourniture du service Ordures Ménagères (OM). Il s'agit le plus souvent du service technique municipal. L'intervention d'autres opérateurs publics est exceptionnelle, services des travaux publics et parfois l'armée (Folléa *et al.*, 2001).

Les visites de terrain ont confirmé dans plusieurs villes l'existence effective ou potentielle d'un marché durable pour les différents services dans la gestion des déchets ménagers. La dépense publique et privée déjà importante par rapport au niveau de vie de ces pays est en augmentation ces dernières années. On trouve dans ces villes des opérateurs privés formels et informels, qui interviennent pratiquement à toutes les étapes de la gestion selon leur capacité technique et leur niveau d'équipement. Les entreprises qui interviennent, doivent supporter des conditions difficiles qui leur sont faites, notamment des retards de règlement. La privatisation effective de la gestion des déchets se développe grâce aux ONG et aux organisations communautaires.

- **Le secteur public à Ouagadougou (Burkina Faso)**

Les structures intervenant directement ou indirectement dans la gestion des déchets sont nombreuses. Les Services Techniques Municipaux (STM) sont responsables de la gestion des déchets urbains. Plusieurs ministères sont impliqués : Le Ministère de l'Administration Territoriale, dont dépendent les communes qui ont pour charge la gestion des déchets sur leur territoire, le Ministère des Finances qui assure la tutelle du 2^{ème} projet de développement urbain, le Ministère des Travaux Publics de l'Habitat et de l'Urbanisme qui assure la tutelle du 3^{ème} projet de développement (PDU), le Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie.

- **Le secteur public en Algérie**

Le gouvernement algérien a décidé d'intervenir dans la gestion des déchets par la mise en place du Programme National pour la Gestion intégrée des Déchets Ménagers (PROGDEM). Ce programme est engagé par le gouvernement dans le cadre du plan triennal de soutien de relance économique à travers les 40 villes du pays (MATE, 2003). Certaines activités liées aux déchets telles que le développement et la promotion de la réduction à la source, de la collecte sélective et du recyclage sont menées à un niveau national par l'Agence Nationale des Déchets (AND). L'AND a été créée par décret exécutif N°02 – 175 du 20 mai 2002.

- **Le secteur privé / Les ONG à Ouagadougou (Burkina Faso)**

Plus de 15 opérateurs privés sont actuellement actifs dans les grandes villes. Certains sont regroupés en une association : la Coordination des Entreprises de Gestion des Déchets (CEGED). En 1999, la CEGED comptait une dizaine d'entreprises. Selon les données rapportées dans une étude de Bayili (1996b), plusieurs de ces entreprises ont été créées au début des années 90. En 1998, elles comptaient au total 8 000 abonnés à Ouagadougou (Desseau Soprin Inc., 1999). Outre l'organisation de certaines activités destinées aux opérateurs regroupés au sein de la CEGED, ou d'autres associations, il y a peu de coordination des activités de pré - collecte des opérateurs privés. Chacun sollicite des abonnés dans les secteurs de son choix, tant dans les secteurs centraux des communes que dans les secteurs excentrés.

- **Le secteur privé / Les ONG en Algérie**

Plusieurs opérateurs privés se sont engagés dans la collecte des déchets ménagers mais, ils ont cédé la place très vite aux grands opérateurs tel que Net – Com , société publique de nettoyage de la ville d'Alger qui s'occupe presque toute la willaya. Cette entreprise s'occupe aussi de l'exploitation du centre d'Ouled Fayet. Les opérateurs privés sont de petits bureaux d'étude qui aujourd'hui sont orientés vers la réhabilitation des sites historiques.

- **Le secteur informel**

Les structures associatives et communautaires font la pré collecte dans les secteurs des grandes villes du Burkina Faso. Elles sont financées ou appuyées techniquement par le CREPA, l'IAGU, l'UNICEF et les Ambassades. Elles se retrouvent souvent dans la récupération (Folléa., 2001).

Il existe une multitude d'acteurs locaux dans le domaine de la gestion des déchets solides. Le problème est de les mettre en interaction, afin que le système soit efficace.

Chapitre 2 :

Généralités sur le stockage des déchets

Le dépôt des ordures ménagères dans le milieu naturel, en dehors des espaces de vie est le mode « d'élimination » des déchets le moins coûteux et le plus répandu (Thonart 1998, Yen-Cho Chen, 2003). Les décharges contiennent d'énormes masses de déchets en constante évolution qui sont susceptibles de déséquilibrer le milieu naturel (Matejka et Rinke, 1999). Elles peuvent être considérées comme de gigantesques bioréacteurs dans lesquels des réactions biologiques et chimiques ont lieu simultanément (Pohland, 1996).

I. Description des décharges

La mise en place des décharges dans les PED doit être effectuée suivant certaines règles et dispositions qui permettent d'éviter les impacts sur l'environnement, ce qui revient à maîtriser les phénomènes de fermentation en contrôlant la nature et le flux de déchets enfouis et les flux liquides et gazeux.

Une décharge contrôlée peut être définie précisément par le fait que des précautions sont prises dans son organisation et sa mise en œuvre pour écarter toutes nuisances. Aujourd'hui le terme décharge contrôlée couvre différentes méthodes relatives à l'évacuation et au traitement des ordures ménagères.

- La décharge contrôlée traditionnelle ;
- La décharge compactée ou non ;
- La décharge d'ordures préalablement broyées.

I.1. La décharge contrôlée traditionnelle

Dans ce type de décharge :

- Les résidus sont répandus par couches successives d'épaisseur modérée (2m environ).
- Les couches sont exactement nivelées par des talus peu inclinés pour que les ordures ne soient pas remises à jour par les pluies.
- Le dépôt doit être suffisamment compact, pour éviter les vides importants favorisant les risques d'incendie et l'entrée d'air préjudiciable à la fermentation anaérobie.
- Le dépôt et les talus, étant ainsi réalisés par couches régulières, celles-ci doivent être recouvertes de terre ou d'un matériau approprié qui constitue la « couverture », laquelle doit avoir 10 à 30 cm d'épaisseur suivant la cohésion des matériaux et le soin apporté à leur tassement.

I.2. La décharge contrôlée compactée

On distingue deux modes de compactage :

- Le compactage qui résulte du roulage sur la décharge de véhicules lourds de collecte et circulation des boteurs assurant le régalage des ordures et leurs déplacements vers le front de la décharge.
- Le compactage plus accentué, recherché systématiquement est, obtenu non seulement par les engins de mise en place, mais aussi par l'action des engins spéciaux dont le rôle est

d'effectuer un compactage intensif et une dilacération des déchets. Ces engins interviennent au fur et à mesure des arrivages pour obtenir un tassement d'autant plus efficace que les couches successives sont plus minces : compacteurs à pieds de mouton.

Ce type de décharge présente aussi un certain nombre d'avantages :

- Un meilleur emploi du volume du site ;
- Un tassement ultérieur sensiblement diminué ;
- Un meilleur aspect général ;
- Le travail en couches minces (0,50 à 0,80 m) qui permet une certaine réduction des travaux de couverture intermédiaire, sous réserve de certaines précautions notamment vis-à-vis des conditions climatiques.

I.3. La décharge d'ordures préalablement broyées

Une nouvelle méthode est apparue depuis une vingtaine d'année, elle consiste à broyer les ordures avant de les mettre en décharge : il en résulte une structure différente. La matière étant divisée en petits éléments, la masse plus homogène ne comportant pas de vides importants. On obtient ainsi un dépôt plus dense sans recourir au compactage. Au contraire, on évite dans ce cas le compactage pour permettre l'aération et favoriser la fermentation aérobie.

Ce type de procédé présente en outre d'autres avantages :

- Une exploitation plus facile, les contraintes à observer pour écarter les nuisances étant moins lourdes que pour les autres types de décharges contrôlées ;
- Une stabilité du sol qui peut s'obtenir plus rapidement grâce au volume des déchets ;
- La mise en culture plus facile et plus rapide, en particulier, la décharge d'ordures broyées est susceptible de valoriser plus rapidement les sols pauvres, arides ou humides ;
- Il semble bien aussi que la température interne, ainsi que le pouvoir absorbant et même filtrant des ordures broyées, rendent fort improbables les infiltrations et que, par conséquent, la pollution des nappes ne soit à redouter que par le ruissellement superficiel.

I.4. Décharges contrôlées de déchets mis en balles

Elles étaient utilisées sans autre prétraitement pour les déchets urbains et industriels banals ; au moyen d'une presse qui les comprime à une densité d'environ $0,9 \text{ T/m}^3$, les déchets sont mis sous forme de balles ligaturées d'un volume de 1 à 5 m^3 . Les balles sont ensuite rangées sur le site de la décharge par couches successives. Il n'y a donc plus besoin

d'engin de répartition et/ou du compacteur ; l'aspect de la décharge est nettement amélioré. De même les envols et l'éparpillement des déchets (papiers et autres) sont évités.

I.5. Centre de stockage de déchets (CSD) ultimes

L'évolution de la réglementation européenne et des réglementations nationales des états membres de l'union européenne, ainsi que les progrès techniques en terme de gestion et de traitement des ordures ont permis d'améliorer la sécurité des installations de stockage. En France, la loi du 2 juillet 2002 vise la réduction du stockage des déchets pouvant encore évoluer et exige la mise en décharge de déchets ultimes. Les structures de centre d'enfouissement ont évolué vers un seul objectif : limiter les impacts environnementaux. L'amélioration continue des techniques permet aujourd'hui d'entrevoir de nouveaux types de stockage qui, avant d'être des filières d'élimination seront des filières de valorisation (Moreau-le-Golvan *et al.*, 2000).

I.6. Bioréacteur

Le centre d'enfouissement peut également évoluer vers le concept de bioréacteur qui est caractérisé par deux principes : le confinement et le contrôle des paramètres de fermentation.

D'un point de vue technique, les bioréacteurs sont des sites d'enfouissement traditionnels. La seule différence repose sur le fait que les lixiviats générés ne sont pas traités en dehors du site, mais ils sont mis en recirculation dans les résidus. Cette recirculation permet d'accélérer la dégradation des matières organiques (matières putrescibles) en maintenant un fort taux d'humidité. Selon certains auteurs, il s'agit d'un retour en arrière en matière de gestion des matières résiduelles (Allen A., 2001). En effet, après avoir préconisé un apport minimal de liquides et réduit au maximum les infiltrations d'eau dans les volumes de déchets (afin de limiter la décomposition organique pour diminuer tous les rejets qui y sont associés, notamment lixiviats et biogaz), les technologies en matière de gestion des déchets cherchent maintenant à augmenter cette humidité pour accélérer cette dégradation. Mais la maîtrise industrielle de ce procédé est loin d'être acquise : les phénomènes complexes qui se déroulent à l'intérieur des casiers restent mal connus et difficiles à mesurer.

Pour fonctionner, les bioréacteurs ont besoin d'un apport constant d'humidité. Shearer (2001) considère que la teneur en humidité maximale pour optimiser la dégradation est au

dessus de 45%. Ainsi, en plus des lixiviats, il est parfois nécessaire de rajouter des quantités importantes de liquides, ou tout simplement de l'eau ce qui est interdit par la réglementation dans certains pays comme le Canada. Ce système dans les PED, sera difficile à appliquer face aux difficultés liées à l'eau. Certes, cette humidité sert à accélérer la dégradation des composés organiques présents dans le massif mais tout ce qui est plastiques, métaux et différents contenants restent quasiment intacts. La durée de stabilisation attendue d'un bioréacteur anaérobie est de l'ordre de quelques années (10 – 15 ans) contre les siècles dans un site confiné (Pacey *et al.*, 1999 ; Warith, 2002). Elle serait de 1 à 5 ans dans un bioréacteur aérobie (Delineau et Budka, 2000). Par contre dans les PED, 40 à 50 % des déchets enfouis sont des matières organiques (papiers, fermentescibles). Le reste n'est pas facilement dégradé. Toutefois la production du biogaz est réalisée dans un bioréacteur anaérobie en majorité pendant la phase d'exploitation.

De plus, l'accélération de la dégradation des déchets dans un bioréacteur est aussi, sujet à discussion. La plupart des expériences réalisées à ce jour ont montré que la forte hétérogénéité des résidus enfouis entraînait des zones de dégradation importante et des zones inertes où la dégradation est bloquée (Yu *et al.*, 2002 ; Vavilin *et al.*, 2002). Cela crée des tassements non maîtrisés et parfois des effondrements à différents endroits sur l'ensemble de la surface du site. Ainsi de nombreuses équipes de recherche essaient d'améliorer ce problème de dégradation hétérogène par divers moyens (Chugh *et al.*, 1999 ; Kennedy *et al.*, 2001 ; Yu *et al.*, 2002 ; François., 2004). Certains chercheurs ont mis en évidence des ruptures dans le système de captage de biogaz et des lixiviats, ou dans les puits verticaux, suite à des effondrements importants (El – Fadel *et al.*, 1997 ; Desideri U., 2003). Ce genre d'incident peut entraîner un dysfonctionnement général du bioréacteur. Toutefois plusieurs chercheurs s'accordent à dire que la dégradation des déchets est accélérée.

II. Classification des sites

En France et dans la plupart des pays européens les CET sont administrativement classées en trois catégories, sur la base du coefficient de perméabilité K du substrat.

Tableau 11 : Principales classes de CET (Directives Européennes 31/12/2001 N° 1999/31/CE)

| Catégorie | Déchets admissibles | Perméabilité K | Caractérisation du site |
|------------|--|---|---|
| Classe I | Déchets spéciaux | K < 10 ⁻⁹ m/s Sur 5m Site imperméable | <ol style="list-style-type: none"> 1. Fond imperméable, 2. Conception de l'alvéole garantissant les écoulements vers un point bas, 3. Implantation d'un ouvrage, de contournement évitant l'entrée des eaux superficielles, 4. Couverture en pente, favorisant le ruissellement |
| Classe II | Ordures ménagères et déchets assimilés | 10 ⁻⁹ < K < 10 ⁻⁶ m/s Sur 1 m Site semi imperméable | <ol style="list-style-type: none"> 1. Capacité du site à s'assurer une épuration des lixivats, 2. Infiltrations modérées, écoulements vers un point bas, 3. Protection des eaux souterraines contre les risques de pollution. |
| Classe III | Déchets inertes | Site perméable K > 10 ⁻⁶ m/s Sur 1m | Migration trop rapide des lixivats constituant un risque élevé de la pollution des nappes phréatiques. |

III. Centres de stockage de déchets rencontrés dans les PED

Les types de centres d'enfouissement rencontrés dans les PED, sont très nombreux suivant les continents et les pays, et varient au gré de la réglementation (ou absence de réglementation) nationale. On peut citer quelques grands types :

- la décharge non contrôlée, brute, sans aucun contrôle des déchets entrants, de récupération des effluents émis, abandonnée aux récupérateurs locaux et aux animaux (la plus fréquente) ;
- la décharge contrôlée, un peu plus organisée, clôturée et semi exploitée pour la récupération des recyclables ou du compost mais sans gestion des effluents et sans contrôle des impacts environnementaux ;
- le centre d'enfouissement technique, conçu en tenant compte des aspects définis précédemment (conditions d'implantation, contrôle des impacts environnementaux, mesure de suivi d'exploitation etc.). Il répond généralement à trois stratégies (Johannessen and *al.*, 1999) :
 - Le stockage en casier étanche, qui évite la génération d'effluents liquide et gazeux : modèle 1 (Entombment ou dry tomb).

- Le stockage en casier contrôlé, qui permet de récupérer et traiter ces effluents dans le long terme : modèle 2.
- Le stockage en casier non étanche autorisant un relargage possible des effluents dans l'environnement modèle 3.

III.1. Décharge sèche (Entombement ou dry tomb) : modèle 1

Ces centres d'enfouissement sont gérés de manière à minimiser les quantités d'eau entrant en contact avec le déchet et, par conséquent, les activités biologiques au sein de la décharge sont réduites par l'assèchement progressif du massif de déchets (Pacey *et al.*, 1999 ; Thonart *et al.*, 2002). Ce principe, connu sous le nom de décharge « sèche » ou « dry tomb » pour les anglo-saxons, conduit au ralentissement de la production de biogaz issu de la méthanogenèse sans toutefois garantir la stabilisation complète de la matière organique contenue dans le massif de déchets (Aina *et al.*, 2006). Certes, ces conditions physico – chimiques sont peu favorables à l'activité microbiologique au sein du massif. La décomposition et la stabilisation pourront durer des années. Signalons que les risques dans ce cas ne sont pas maîtrisés puisque la durée de vie réelle des géomembranes n'est pas connue, et donc l'efficacité des systèmes d'étanchéification n'est pas garantie à long terme (Rowe, 1993 ; Allen, 2001 ; Baker, 2001 ; Hsuan, 2002). De même la durée de vie des géomembranes soumises à l'agressivité chimique du lixiviat est mal connue, sauf les informations apportées par les industries de commercialisation. En effet une infiltration d'eau non contrôlée suite à une fissuration de la couverture finale peut entraîner une reprise des activités biologiques, ce qui conduirait à la pollution de l'environnement par les lixiviats et le biogaz (Ademe, 1999, Lagier 2000 ; Yuen *et al.*, 2001 ; Aina *et al.*, 2006). Johannessen (1999) signale qu'il ne s'agit pas d'une solution viable à long terme.

L'évolution de la décharge est guidée par l'activité microbiologique. Celle –ci, comme tout processus microbiologique, est tributaire de la teneur en eau de la décharge. Par exemple dans les pays africains, on peut définir 6 zones climatiques sur la base du régime des pluies : pluviométrie et répartition des pluies sur l'année. Ceci peut conduire à une répartition globale de l'Afrique en six zones climatiques (Zone méditerranéenne, désertique, sahélienne, tropicale à longue saison sèche, tropicale humide, équatoriale) (Thonart *et al.*, 2002). Les villes situées en zone climatique désertique et sahélienne ne présentent ni réserves d'eau, ni humidité au sol. Quelques villes situées au nord de la zone tropicale à longue saison sèche telles que Dakar (Sénégal), Ouagadougou (Burkina Faso) etc. sont quasiment dans la même situation. On

s'attend à n'observer aucune dégradation microbiologique des déchets des décharges ainsi situées dans ces zones. Le taux d'humidité apporté par les déchets et les pluies ne pouvant vraisemblablement pas assurer ce type d'activité. Seule la dégradation de type physico-chimique serait peut être observée. Une telle décharge, loin d'être un bioréacteur favoriserait la fossilisation des déchets organiques (Thoanart *et al.*, 2002). Une étude de la Banque mondiale présente 7 décharges « sèches » en Afrique du Sud, à Hong Kong, en Argentine au Brésil puis en Chile, mais le mode d'exploitation n'est pas spécifié (Johannessen *et al.*, 1999).

III.2. Stockage en casier contrôlé : modèle 2

Cette stratégie protège l'environnement contre les risques liés aux effluents liquides et gazeux. Le lixiviat est récupéré puis traité. La production de lixiviat peut continuer pendant 30 à 50 ans après la fermeture. Ces décharges bénéficient de système de protection (barrière passive et active). C'est le cas des décharges rencontrées souvent dans les PD. L'étude de la Banque mondiale présente 23 décharges de ce type dans 11 PED (Johannessen *et al.*, 1999).

III.3. Stockage en casier non étanche : modèle 3

Cette approche est basée sur l'emplacement du site et repose sur la barrière passive. Cette stratégie est appliquée dans les zones semi – arides avec des conditions hydrogéologiques jugées acceptables, mais très problématiques dans les zones humides, avec pour conséquence la pollution des sols, des eaux de surface (Johannessen *et al.*, 1999). C'est le cas de plusieurs décharges rencontrées en Amérique Latine et dans les caraïbes selon une étude réalisée par la Banco Interamericano de Desarrollo (1997) et de la décharge de Rooikraal à Greater Germiston, Johannesburg en Afrique du Sud (Pugh *et al.*, 2002). Les investigations menées sur quatre décharges en Tunisie et en Haïti par le CWBI montrent que, malgré la sécheresse du sol et un bilan hydrique négatif (pluviométrie faible ou mal répartie et inférieure d'un facteur de deux à cinq aux données de l'évapotranspiration potentielle (ETP), l'intérieur de la décharge reste suffisamment humide pour produire du biogaz en faible quantité et peu de lixiviat. On se retrouve dans le cas de décharge intermédiaire. Les données de la pluviométrie ne suffisent donc pas pour choisir le site de décharge de ce type (Hiligsmann *et al.*, 2002)

IV. Potentiel polluant des centres de stockages de déchets

Le stockage des déchets, revient à concentrer dans un volume réduit un ensemble varié de matériaux évolutifs. Dès la phase de dépôt, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions bio-physico-chimique complexes. Une partie des produits de la dégradation se retrouve en phase gazeuse, le biogaz, l'autre est transportée par les eaux de pluie qui s'infiltrent dans les déchets, le lixiviat.

IV.1. Lixiviats de décharges

Le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension (Matejka, 1995 ; Brula *et al.*, 1995 ; Thonart *et al.*, 2002). Cette définition est très proche de celle adoptée par la législation européenne qui définit le lixiviat comme « tout liquide percolant à travers un dépôt d'ordures et contenu dans la décharge ou émis par celle-ci » (Art 2(i) Directive Européenne sur les décharges, adoptée le 27 avril 1999).

Les données quantitatives et qualitatives obtenues sur plusieurs sites montrent une très grande variabilité de la composition des lixiviats. D'une manière générale, la formation de lixiviats à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur de déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets etc.) et de l'infiltration des eaux. Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

- Les mécanismes physico chimiques : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des percolats est le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière (Rodriguez *et al.*, 2000 ; Lagier *et al.*, 2001 ; François, 2004 ; Labanowski, 2004),
- Les processus biologiques aérobie et anaérobie : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les micro – organismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée (Thonart, 2002)

La gamme de la composition des lixiviats d'ordures ménagères est très large et parfois contradictoire à long terme. C'est la conclusion à laquelle sont parvenus plusieurs auteurs en étudiant plusieurs sites (Christensen *et al.*, 2001 ; Frascari *et al.*, 2004). La fraction minérale

est constituée essentiellement de sels : chlorures, sulfates, bicarbonates de potassium, sodium et ammonium (El-Fadel, 2002), alors que la partie organique est liée à l'âge de la décharge (Flyhammar *et al.*, 1999, El-Fadel., 2002 ; François, 2004, Kjeldsen et Christophersen, 2001). Si les jeunes décharges sont caractérisées par la dominance des acides gras volatils (AGV), surtout les acides actéiques, propioniques et butyriques (Calace *et al.*, 2001 ; Kelly *et al.*, 2002), ce sont des substances assimilées aux composés fulviques et humiques qui prédominent dans les lixiviats âgés (Mejbri, 1997 ; Lagier, 2000 ; Calace *et al.*, 2001 ; Kang *et al.*, 2002 ; François, 2004 ; Yong-Jin Kim *et al.*, 2004; Zbytniewski *et al.*, 2005).

IV.2. Biogaz de décharges

Le phénomène de digestion anaérobie s'installe dans les installations de stockage après une première phase de dégradation aérobie. Celui-ci aboutit à la production de biogaz, essentiellement constitué de méthane et dioxyde de carbone. Suivant les sites, la nature et la quantité de biogaz seront variables. Son captage est rendu nécessaire par la nuisance qu'il présente pour les riverains.

La composition du biogaz dépend de nombreux paramètres parmi lesquels on peut citer la nature et la qualité des déchets stockés, le mode d'exploitation du site, l'âge des déchets etc. Dans les premiers mois qui suivent le dépôt, la dégradation de la matière organique conduit à la formation d'hydrogène, d'acides gras volatils et de dioxyde de carbone, tout en consommant de l'oxygène et de l'azote. Lorsque le processus anaérobie s'installe durablement, les teneurs en méthane et en dioxyde de carbone se stabilisent respectivement autour de 60 % et 40 % (phase méthanogènèse). A ces deux composés principaux s'ajoutent d'autres familles de composants en particuliers les composés soufrés, des composés chlorés et des hydrocarbures. Les systèmes de drainage permettent de capter jusqu'à environ 75 % du biogaz formé. Les 25 % restants sont émis dans l'atmosphère au travers des fuites dans les systèmes de captage ou par infiltration dans le système de recouvrement final. Notons que 90 % de la production de méthane d'une décharge est du à la cellulose contenue dans les papiers, cartons, bois, etc. (Thonart *et al.*, 2002). Mais la dégradation est incomplète et limitée à environ 75 % (Gendebien, 1992).

IV.3. Quelques traitements des effluents rencontrés dans les PED

Bien que la décharge soit l'option la plus répandue pour l'élimination des déchets, le traitement type approprié au lixiviat demeure un défi scientifique.

Le choix de filière de traitement dépend de la nature des lixiviats. Autant il est possible d'estimer le volume de lixiviat en effectuant un bilan hydrique, autant la composition reste difficile à prévoir. On ne peut donc pas définir de traitement type, par contre il est possible prévoir des traitements selon l'âge des déchets. Préalablement à toute implantation d'une filière de traitement, il faudra réaliser des tests de traitabilité pour s'assurer des possibilités de traitement envisagé. Celui-ci devra être évolutif au cours du temps, afin de prendre en compte le changement des caractéristiques du lixiviat

Au Burkina Faso, sur le site de Polesgo, il est prévu un traitement chimique (précipitation) en aval d'un traitement biologique (Dessau-soprin inc, 1999). Les traitements physico – chimiques constituent généralement un complément indispensable aux traitements biologiques (Mejbri, 1997). Ceux-ci permettent d'éliminer la DCO « dure », de piéger les métaux et de retenir les sels dissous. Les principaux traitements sont l'oxydation par l'ozone, l'osmose inverse etc. Toutefois la précipitation, la coagulation et l'adsorption restent des techniques les plus employées. En Afrique du Sud plusieurs décharges utilisent le lagunage aéré ou le rejet en station d'épuration urbaine (Johannessen, 1997). Dans d'autres villes des PED le traitement n'existe pratiquement pas. C'est le cas de certaines grandes villes de l'Afrique, de l'Amérique latine (Guido Acurrio *et al.*, 1997). On rencontre des bassins de lixiviat qui servent de bassin tampon ou de bassin de transition avant le rejet sans aucun traitement, c'est le cas de la décharge d'Ouled Fayet d'Alger (Algérie) et d'Essaouira (Maroc). Dans les PED, il n'existe quasiment pas de traitement ou de valorisation du biogaz sauf quelques sites en Afrique du Sud (Durban Bissasar Rd. et Durban Mobeni de la région de KwaZulu / Natal) en Asie (Went landfill à Hong Kong) (Johannessen *et al.*, 1999) ; pour le centre de Dar es Salem en Tanzanie un projet de récupération énergétique est en étude (Mbuligwe *et al.*, 2002). Certains pays investissent pour le contrôle des flux de biogaz émis, c'est le cas en Taiwan sur la décharge de Shan – Chu – Ku (Hedge *et al.*, 2003).

V. Nuisances pour l'environnement

D'autres nuisances peuvent apparaître, à court et à long terme :

Bien qu'une décharge soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas. Il est indispensable de considérer les deux étapes de l'impact :

- pendant l'exploitation

- après fermeture et parfois réhabilitation.

Il a été constaté que certains effets peuvent s'inverser. A titre d'exemple, une pollution des eaux souterraines peut se produire bien après la fermeture de la décharge si des mesures compensatoires ne sont pas prises pendant l'exploitation. Par contre, l'effet sur l'aménagement local peut être ressenti comme défavorable en cours d'exploitation et devenir un agrément après réhabilitation et/ou fermeture. Le tableau 12 ci-dessous résume les principales nuisances pour l'environnement.

Tableau 12 : Nuisances et impacts

| Nature des nuisances | Origines | Impacts |
|--------------------------------|--|---|
| Envols | Papiers et plastiques, feuilles, textiles | Pollution du milieu naturel, atteintes au paysage |
| Odeurs | Déchets, fermentation, biogaz | Désagréments pour le personnel et les riverains |
| Poussières | Circulation des véhicules et engins | Désagréments pour le personnel et les riverains |
| Animaux | Attrait nutritif des déchets | Transport de maladies, gêne pour l'aviation, atteinte à la chaîne alimentaire |
| Incendies et explosion | Imprudences, déchets incandescents, Accumulation de biogaz | Danger pour le personnel, nuisances olfactives |
| Bruit | Circulation d'engins | Désagréments pour le personnel et les riverains |
| Défrichage et déboisement | Implantation d'une installation de stockage | Appauvrissement paysager, gêne visuel |
| Pollution des sols et des eaux | Infiltration du lixiviat | Dégradation milieu naturel |
| Effet de serre | Biogaz non capté | Modification du climat, pathologie des plantes |
| Risques sanitaires | Toxicité des déchets, organismes pathogènes | Maladies |

Chapitre 3 :
Paramètres de suivi des centres
d'enfouissement de déchets

I. Paramètres de suivi des déchets

I.1. Caractérisation physique

I.1.1. Quantité de déchets urbains produits

La connaissance de la quantité de déchets produits permet d'optimiser en fonction de la croissance démographique, la capacité des centres de stockage de déchets. Elle permet de planifier le stockage et de définir la durée de vie des centres.

I.1.2. Tri par taille

Le tri par taille est un indicateur de l'état de dégradation des déchets. Peu d'études réalisées utilisent la répartition granulométrique comme caractéristique du déchet, cependant cette séparation par taille rend compte de l'évolution des déchets dans le massif. La fraction fine de taille inférieure ou égale à 20 mm (MODECOM 1993) est la plus étudiée notamment pour son caractère biodégradable.

Le pourcentage de fines varie en fonction de l'état de dégradation des déchets. La proportion des déchets fins augmente avec l'âge des déchets. Ceci s'explique par la combinaison des dégradations biologiques et chimiques du déchet qui entraîne une réduction de la taille des éléments constitutifs.

La distribution granulométrique du déchet joue un rôle important dans l'évolution des tassements dans le sens où, comme pour les sols, elle conditionne la migration vers le bas des éléments fins à travers l'espace interparticulaire. Elle est étroitement dépendante de sa composition et de son pré - traitement éventuel avant stockage (tri, broyage, etc.)

Il faut noter que dans l'échelle granulométrique, on trouve deux extrémités bien éloignées, les fines de criblage dont la taille n'excède pas quelques millimètres et les « monstres » ou encombrants volumineux (électro - ménager, mobilier, etc.). Le rapport entre éléments fins et éléments grossiers correspond par conséquent à une amplitude très élevée, de l'ordre de 1 à 1000 en moyenne. (Olivier 2002). Cette hétérogénéité oblige à prélever des échantillons de plusieurs dizaines voire centaines de kilos pour garantir une caractérisation correcte du matériau.

La séparation s'effectue à l'aide de tamis respectant des diamètres imposés. D'après le MODECOM (ADEME., 1993), les fractions de taille importante correspondent aux gros

supérieurs à 100 mm et aux moyens compris entre 20 mm et 8 mm et les fines sont celles de taille inférieure à 8 mm.

L'analyse des paramètres physiques s'effectue en général sur le déchet brut, donc humide, mais elle peut l'être aussi sur le déchet sec.

I.1.3. Composition

La détermination de la composition moyenne des déchets est importante. Le comportement global du déchet dépend du comportement de chacun de ses composants mais aussi de leurs interactions.

Les déchets ménagers étant essentiellement hétérogènes, leur composition physique est définie en regroupant les constituants en catégorie présentant une certaine homogénéité.

D'après l'Ademe, les principales familles de déchets sont les suivantes : Putrescibles, Papiers, Cartons, Complexes, Textiles, Textiles sanitaires, Plastiques, Combustibles non classés, Verre, Métaux, Incombustibles non classés et les déchets spéciaux (MODECOM, 1993). La fraction putrescible comprend les déchets d'alimentation et les déchets verts, la fraction des complexes représente les emballages essentiellement tétra bric, la fraction des combustibles non classées se compose des emballages tels que les cagettes, le bois, le cuir, le caoutchouc. La fraction des incombustibles non classés comprend les matériaux inertes tels que les gravats, pierres et coquilles. Il faut signaler que certains auteurs (Morvan, 2000) séparent en sous familles les composés comme les métaux (ferreux et autres), les plastiques (films ou non) et les fines (inférieures à 20 mm ou entre 8 mm et 20 mm). D'autres auteurs regroupent certaines familles comme le papier et le carton, le textile et le cuir ou encore le verre, les métaux et les inertes (Chiampo *et al.*, 1996). Certains séparent les déchets d'alimentation des déchets verts, le cuir du bois et du caoutchouc (Barlaz *et al.*, 1990 ; Boda, 2002)

Kölsch (1995) a proposé une classification basée sur le concept du modèle « matériau fibreux ». Il considère sept classes de matériaux suivant leurs caractéristiques de renforcement : papier - carton, matériaux synthétiques lisses (feuille, caoutchouc, cuir, textile), matériaux synthétiques durs (plastique, cuir dur), métaux, minéraux (verre, céramique, sol), bois et résidus putrescibles. D'autres classifications comme celle du BSWM (Bureau of Solid Waste Management) suggèrent de subdiviser les déchets en neuf catégories : déchets alimentaires, déchets verts, papiers, plastiques + caoutchouc + cuir, textiles, bois, métaux, verre, cendres, roches, terres. Certains auteurs ont proposé une classification plus

simplifiée incluant seulement quatre catégories : sol, déchet ménager, déchet vert et déchet inerte, (Zornberg *et al.*, 1999). Quant à Aran (2001), il propose de caractériser les déchets organiques en fonction de leur vitesse de dégradation. Pour cela il distingue trois classes :

- les déchets rapidement dégradables : déchets verts, fruits et légumes, matières animales, etc.
- les déchets assez rapidement dégradables : boues, graisses, etc.
- les déchets lentement dégradables : papier, carton, bois, etc.

L'analyse de la composition d'un déchet est très variable d'une étude à une autre. Ce manque d'harmonie entre les familles des déchets entraîne des difficultés énormes dans la comparaison des résultats, déjà peu facilitée par l'hétérogénéité des déchets. Cependant, depuis 1990, Landva et Clark ont suggéré d'adopter un système de classification universelle. Une telle normalisation constituerait une avancée réelle sur le plan international mais malheureusement ces tentatives sont rendues difficiles par le fait que les pratiques évoluent sans cesse et à des rythmes différents. Toutefois la majorité des études s'intéresse à quelques catégories de déchets qui sont les papiers cartons et la matière organique souvent associée aux putrescibles (Flyhammar, 1997 ; Rodriguez *et al.*, 2001). Les composants tels que le verre, les pierres, les plastiques et les métaux sont en général éliminés du déchet dans les études, en raison de leur faible caractère biodégradable et leur difficulté de broyage. Cependant Landva et Clark (1990) ont quant à eux suggéré deux catégories principales : organiques et minérales réparties en quatre sous catégories (Cf. tableau 13).

Tableau 13 : Classification des déchets proposés par Landva et Clark (1990)

| Catégorie | Sous catégorie | Déchets |
|-----------|---|---|
| Organique | Putrescibles (rapidement dégradables) | Déchets alimentaires, déchets verts, restes d'animaux, déchets souillés |
| | Imputrescibles (lentement dégradables) | Papier, bois textiles, cuir, plastiques, caoutchouc, graisse, etc. |
| Minérale | Dégradable (partiellement corrodés) | Métaux et alliages |
| | Non dégradable | Verre, céramiques, sols minéraux, gravats, cendres, béton, débris de construction, etc. |

Ils remarquent que les dernières sous catégories comprennent de nombreux constituants affectant la structure du déchet : éléments creux (canettes, verre, tubes, boîtes, etc.), élancés (poutrelles, feuilles, etc.) ou encore encombrants (meubles, appareils ménagers, etc.).

I.1.4. Densité (ou masse volumique spécifique)

Dans la littérature il est question parfois de masse volumique, qui fixe la relation entre le poids et le volume de déchets, certains auteurs utilisent préférentiellement la masse volumique, ou encore la densité.

C'est un paramètre déterminant pour permettre une planification optimale du remplissage d'un centre de stockage de déchets et ainsi optimiser sa durée de vie. La densité des déchets stockés a une double incidence sur les coûts de stockage : pour un tonnage donné de déchets à stocker annuellement, le dimensionnement d'un CET va dépendre du volume que l'on peut estimer correspondre à ce tonnage. Il constitue une caractéristique essentielle pour traiter des problèmes de tassement et de stabilité auxquels sont soumis les massifs de déchet. La densité des déchets stockés varie au cours du temps du fait du tassement des déchets dû à leur dégradation et leur compaction. Sa valeur dépend de la composition des déchets, de la méthode de mesure, du degré de compactage lors de la mise en place et enfin de la présence ou non de couvertures périodiques.

La densité du déchet doit être déterminée avant stockage et pendant son évolution au sein du casier ou de la cellule d'enfouissement.

La densité en T/m^3 des déchets entrants varie selon la nature des déchets en fonction des pays : 0,63 pour le Burkina-Faso ; 0,35 pour le Maroc ; 0,3 pour la Tunisie et la Colombie ; 0,24 pour la Malaisie ; 0,13 pour le Pakistan (Tezanou *et al.*, 2002 ; Wicker, 2000 ; Zurbrugg and Ahmed, 1999a), 0,8 en Malaisie (Chong *et al.*, 2005), certains auteurs signalent que dans les PED, elle varie de 0,3 à 0,5 T/m^3 (Diaz *et al.*, 1996). La densité du déchet entrant peut être fonction des habitats et des saisons (Cf. Tableau 14).

Tableau 14 : Variation de la densité à Ouagadougou (Burkina Faso)

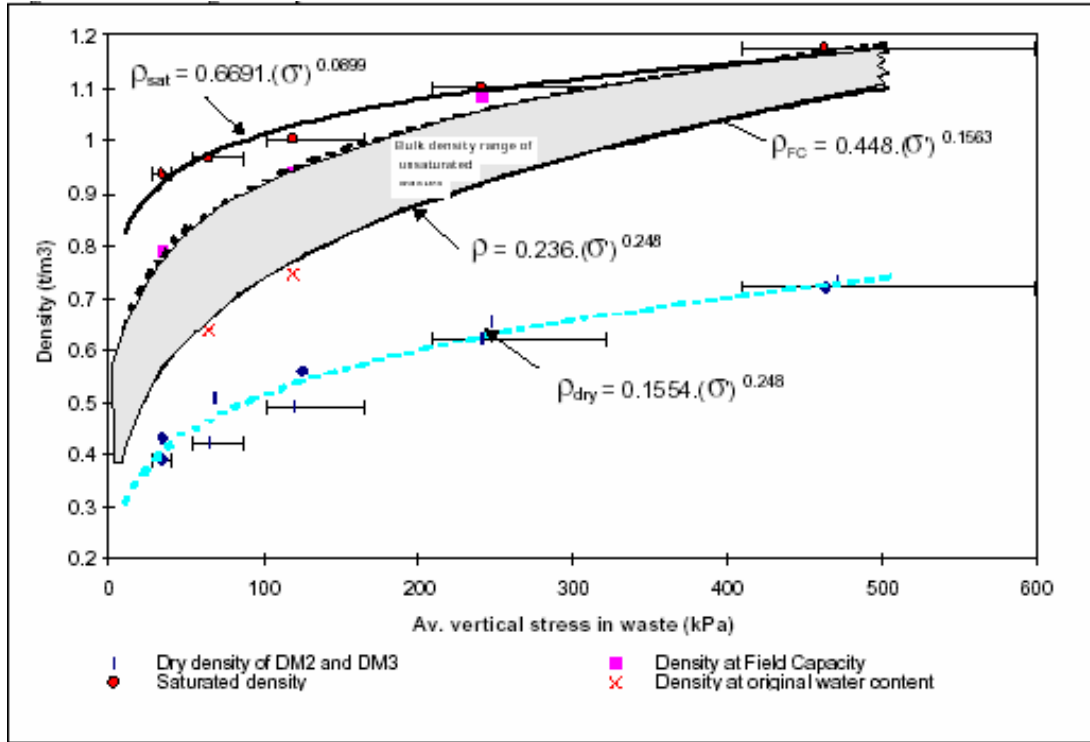
| Habitat | CREPA (1993) | | | Tezanou (2002) |
|----------------|-----------------------------|---------------|------------------|----------------|
| | Densité (T/m ³) | | | |
| | Période humide | Période sèche | Moyenne pondérée | |
| Haut standing | 0,54 | 0,38 | 0,39 | 0,37 |
| Moyen standing | 0,65 | 0,50 | 0,56 | 0,47 |
| Bas standing | 0,80 | 0,62 | 0,66 | 0,87 |

La densité évolue en fonction de sa profondeur dans le massif, de l'humidité, du tassement, etc. S'agissant de l'influence de la profondeur, il est à peu près admis que la densité augmente avec la profondeur sous l'effet de l'augmentation des contraintes verticales. Excepté le cas d'échantillons prélevés dans le cadre de bilans de masse avant / après dégradation. La masse volumique à sec (eau constitutive exclue) n'est pas évoquée dans la littérature, par contre la masse volumique du solide est nettement plus courante. C'est cette valeur qui sera calculée par l'exploitant à l'issue du remplissage d'un casier (à partir des tonnages de déchet entrant et du volume de remblaiement estimé par le géomètre). C'est aussi la valeur considérée par une grande partie de la communauté scientifique en l'absence de méthode précise de détermination de pertes de masse (flux de biogaz).

Cependant la littérature donne certaines valeurs qui permettent de se situer. Le poids volumique solide sur la hauteur d'une colonne de déchets ou pour l'ensemble d'un casier exploité suivant les techniques modernes d'épandage et de compactage est compris entre 0,8 et 1,1T /m³.

La connaissance de la densité est déterminante pour optimiser le mode d'exploitation d'une décharge mais elle peut déterminer le choix des engins d'exploitation et leur utilisation (nombre de passes de compactage, pression exercée au sol etc.).

Certains auteurs sont parvenus à des courbes moyennes et enveloppe de l'évolution de la masse volumique ρ en fonction de la contrainte verticale moyenne σ (Powrie *et al.*, (2000).



$$\rho_{sat} = 0,6691(\sigma)^{0,0699}, \rho_{FC} = 0,448(\sigma)^{0,1563}, \rho_{dry} = 0,1554(\sigma)^{0,248}, \rho = 0,236(\sigma)^{0,248}$$

Figure 1 : Evolution de la masse volumique d'un déchet en fonction de la contrainte verticale moyenne (Powrie *et al.*, 2000)

Avec ρ_{sat} : densité à saturation, ρ_{FC} : densité fonction de la capacité au champ, ρ_{dry} : densité des déchets secs, ρ : densité des déchets bruts (humide).

D'autres ont montré que la valeur de la densité dans une décharge augmente à partir d'une valeur initiale $\rho_0=0,37 \text{ T/m}^3$ (densité de compactage) et augmente en raison de l'incrément due à la charge spécifique fonction de l'exploitation de la décharge (Manna *et al.*, 1999). Ils trouvent une valeur expérimentale après 10 ans d'exploitation au fond de la cellule ($Z = 24 \text{ m}$) égale à environ 1 T/m^3 . Dans leur travail, Manna *et al.*, (1999) ont négligé la variation de la densité en fonction du temps comme première approximation alors que la densité de la phase d'exploitation était exprimée par l'expression suivante qui dépend

$$\text{uniquement de la profondeur } z : \rho_w = \rho_0 + (\rho_\infty - \rho_0) \frac{z}{z + \beta}.$$

avec ρ_w = densité à calculer, ρ_0 = densité initiale après compactations et ρ_∞ = densité maximale = $1,190 \text{ T/m}^3$ et $\beta = 12,4 \text{ m}$ un coefficient numérique. La densité est aussi fonction de l'épaisseur des couches et du nombre de passes des engins (Marques *et al.*, 1998) (Cf. tableau 15)

Tableau 15 : Evolution de la densité (T/m³) de déchet en fonction de l'épaisseur des couches et du nombre de passes (Marques *et al.*, 1998)

| Nombre de passes | Caterpillar 816 F (28 tonnes) | | | Buteur D6D (14,7 tonnes) | | |
|------------------|-------------------------------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|
| | 0,4 m | 0,6 m | 0,8 m | 0,4 m | 0,6 m | 0,8 m |
| 4 | 0,70 | 0,84 | 0,94 | 0,83 | 0,71 | 0,78 |
| 6 | 0,81 | 0,84 | 0,94 | 0,84 | 0,84 | 0,92 |
| 8 | 0,75 | 0,89 | 0,90 | 0,92 | 0,79 | 0,73 |

Ces valeurs sont obtenues pour la composition suivante : matières fermentescibles (51%), plastiques (14%), carton (8%), papiers (6%), et de textiles, bois et ferrailles. On ne peut donc pas généraliser et trouver ici un standard. Toutefois cette composition est bien proche de celle qu'on peut observer dans les PED en particulier pour les proportions en fermentescibles et plastiques. Il est possible de déterminer à partir des caractéristiques des engins, du nombre de passes, les effets résultant de ces derniers sur le massif. Mais comme le rappellent certains auteurs, l'effet du compactage reste difficile à définir compte tenu de la part d'énergie se dissipant sous forme de déformations réversibles (rebond élastique), notamment en présence de fortes teneurs en plastiques, papiers secs, matières végétales (Carucci *et al.*, 1991). A ceci s'ajoutent les déformations éventuelles des déchets.

Les dispersions observées peuvent être associées à l'hétérogénéité des déchets ou à la technique de mesure par fouille utilisée.

D'autres auteurs comme Cartier et Baldit (1983) ont utilisé la diagraphie nucléaire à rayons γ pour la détermination de la densité. Les mesures sont effectuées à l'aide d'un gamma - densimètre à simple sonde. Suite à ces mesures les auteurs parviennent à la relation suivante : $\gamma = \gamma_0(1 + 0,024z)$ avec γ_0 le rayonnement émis, γ le rayonnement résiduel et z la profondeur. Contrairement aux mesures destructives par excavation à la pelle mécanique, cette mesure est non destructive. Elle consiste à bombarder le déchet de rayons γ d'intensité connue γ_0 . Après la traversée d'une certaine quantité de matière, le rayonnement résiduel est mesuré au niveau d'un compteur. Les collisions étant approximativement proportionnelles au poids volumique du matériau.

Le tableau ci-dessous présente les points forts et les points faibles des différentes méthodes de mesure de densité.

Tableau 16 : Comparaisons des différentes méthodes de mesure de densité (Olivier, 2003)

| Méthode de mesure | Points forts | Points faibles |
|-----------------------------------|---|---|
| Excavation à la pelle | Fiabilité (incertitude < 10%) Rapidité (4 à 6 points par jour) Coût | Mesure exclusivement en surface : pas d'appréciation de la densité en profondeur |
| Sondage carotté | Mesure à toute profondeur Fiabilité (incertitude < 10%) Observation visuelle du carottage | Coût Lenteur (1 sondage / jour) Faible diamètre par rapport à la taille déchets |
| Diagraphie γ et à neutrons | Mesure non destructive Répétitivité de la mesure | Calibration indispensable Autorisation administrative nécessaire |

I.1.5. Tassement des déchets

Le tassement est un indicateur direct de la vitesse de dégradation. Le tassement prévisible, en fonction de la hauteur du lit de déchets, est donné par des courbes théoriques. Elles permettent de diagnostiquer le temps requis jusqu'à la stabilisation biologique de la décharge. Un tassement complet théorique total de 40% est probable dans des conditions de méthanogenèse optimale (Emberton et Barker, cités par Gendebien, 1992). En pratique, un tassement moyen de 30 à 35% est observé en décharge (Thonart *et al.*, 2002) (Figure 2).

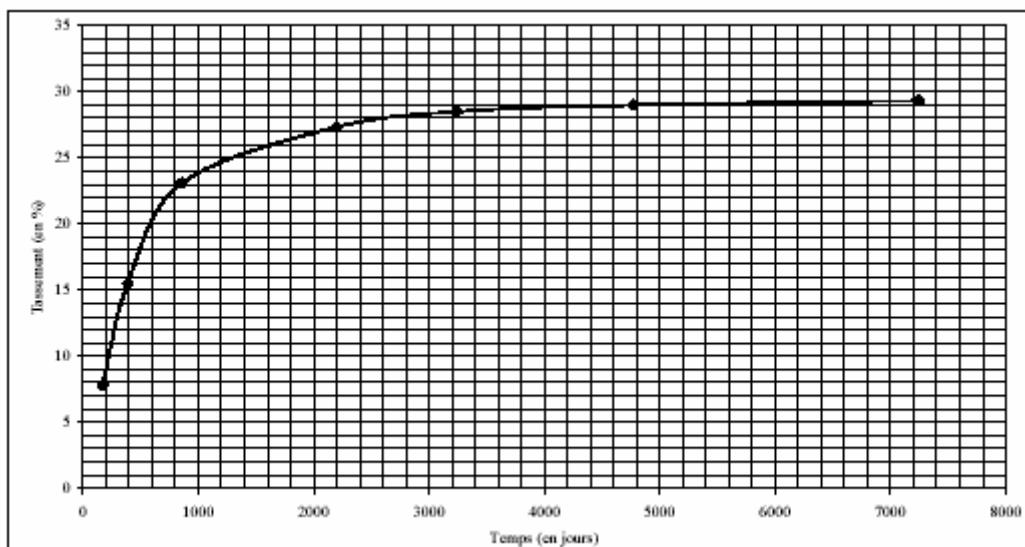


Figure 2 : Evolution du tassement du lit de déchets au cours du temps (Thonart et al, 1995)

Les tassements dont la vitesse (déplacement vertical par unité de temps) tend à décroître sont le résultat de quatre actions distinctes (Gourc *et al.*, 1999 ; Powrie *et al.*, 2000 ; Olivier, 2003 ; Ademe, 2005):

- Actions mécaniques Les actions mécaniques sont en premier lieu liées à l'application de surcharges. Celles-ci entraînent, comme pour tout milieu granulaire, un réarrangement, une distorsion et une réorientation des divers composants du déchet. Ces phénomènes de « fluage » peuvent se prolonger à charge constante au cours de très longues périodes.
- Actions biochimiques La décomposition (aérobie puis anaérobie) de la matière organique du déchet entraîne un transfert de masse de la phase solide vers les phases gazeuse et liquide. Compte tenu de la répartition inégale de l'eau dans les déchets (ne garantissant pas une assimilation totale du substrat organique par les micro-organismes), cette perte de masse solide dépasse rarement 20% après 30 ans (Ademe, 2005). Une désagrégation partielle de la structure du déchet est occasionnée, phénomène qui s'accompagne d'un tassement à moyen et à long terme. Le comblement de l'espace libéré n'est cependant que partiel du fait de la structure très hétérogène des matériaux.
- Actions physico chimiques Il s'agit de la corrosion des matériaux ferreux et exceptionnellement de combustion. En règle générale, l'action des transformations physico-chimiques intervient de manière marginale vis-à-vis de la dégradation biochimique. C'est un processus très long et par conséquent méconnu. Il a pour effet de réduire la taille des constituants du déchet et de libérer des espaces précédemment fermés.
- Tamisage et percolation : La dégradation du déchet s'accompagne d'une diminution de la taille caractéristique des constituants du déchet. Ceci entraîne un tamisage des particules dégradées au travers des macro-pores (mécanismes accentués par les vibrations). Ce phénomène continu à l'échelle d'un casier est ponctué de phases soudainement accélérées qui s'apparentent à des effondrements de structure. Il dépend en grande partie de la composition et de la distribution en taille des constituants du déchet. L'eau qui percole à travers les déchets accentue cette migration des éléments fins vers les vides ouverts.

Ces mécanismes présentés ci-dessus ont pour caractéristiques d'interagir entre eux. La compression mécanique influe sur les régimes des percolations (captage de l'eau dans les micropores) tandis que la dégradation biochimique engendre un tamisage accru. Les actions se superposent de manière complexe au cours du temps. Leur association peut néanmoins être représentée à partir de deux composantes distinctes :

- un tassement primaire (court terme) résultant du chargement par les déchets sus-jacents et la couverture. Cette composante de durée très faible (quelques jours) est généralement supposée indépendante du temps. Le tassement instantané est considéré inclus dans le tassement primaire, à l'exception du tassement résultant directement du compactage des déchets qui n'est pas comptabilisé (Olivier, 2003 ; ADEME, 2005).
- un tassement secondaire (long terme) supposé indépendant de la charge et pouvant se poursuivre au cours de plusieurs décennies. Il résulte essentiellement de la décomposition de la matière organique, du tamisage des fines et des interactions associées. C'est cette composante secondaire qui a le plus d'incidence sur les performances de la couverture au cours du temps puisque la totalité du tassement primaire a lieu avant mise en place de la couverture.

I.1.6. Humidité / Teneur en eau

L'humidité d'un échantillon de déchets donné représente le rapport entre la masse d'eau présente dans cet échantillon et la masse sèche de cet échantillon. Elle s'exprime en pourcentage. C'est un paramètre utilisé pour caractériser les déchets entrants et les déchets stockés. L'eau étant non seulement indispensable aux réactions biochimiques mais elle permet aussi l'échange de nutriments et de micro organismes au moyen de pontages capillaires. L'humidité est donc nécessaire pour la dégradation.

Ce paramètre est fortement dépendant de la composition des déchets. L'humidité est de 63% pour les fermentescibles, 40% pour les fines, 30% pour les papiers cartons (Ademe, 1999). L'analyse de l'humidité en Mauritanie effectuée par Alouémine, (2005), présente 23% pour les fermentescibles, 3% pour les papiers, 6% pour les cartons 5% pour les composites 11 – 15% pour les textiles, 10% pour les combustibles non classés et 12% pour les fines. Ce qui montre non seulement la variation qu'on peut avoir selon les compositions mais aussi selon les climats. Le tableau 17 présente la teneur en humidité des déchets dans quelques PED.

Tableau 17 : Humidité des déchets urbains

| | Burkina Faso | Chine | Corée | Ghana | Maroc | Mauritanie | Liban |
|------------|-----------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| Références | Folléa <i>et al.</i> , 2001 | Wei <i>et al.</i> , 2000 | Shin <i>et al.</i> , 1997 | Asomani-Boateng <i>et al.</i> , 1996 | Begnaud <i>et al.</i> , 1990 | Alouémine <i>et al.</i> , 2005 | El-Fadel <i>et al.</i> , 2002 |
| Humidité% | 40-60 | 60-80 | 70-78 | 70-95 | 60-80 | 9 | 60-75 |

La faible humidité des déchets de Nouakchott provient de la faible proportion de fermentescibles et de papiers cartons (donnés au animaux) et du climat saharien.

Une importante humidité caractérise toutefois les déchets des PED, qui sont riches en matière organique (fruits, légumes, reste de nourriture etc.) (Tezanou *et al.*, 2001, Charnay, 2005). L'humidité des déchets stockés est aussi fonction de la profondeur (Chiampo *et al.*, 1996) et de l'état des sites : fonctionnement et état de dégradation des déchets. Kelly (2002) a mesuré les teneurs en humidité de plusieurs déchets extraits de sites, les résultats varient entre 30 et 40%. L'humidité peut aussi varier en fonction de l'âge des déchets (Chiampo *et al.*, 1999, Kelly, 2002). Cependant il est bien difficile de corrélér l'âge de dégradation des déchets à leur humidité. La composition des déchets, le mode d'exploitation, le climat, etc. sont des facteurs importants à prendre en compte dans la compréhension de l'humidité.

En effet, la production de lixiviat et de biogaz est fonction de l'humidité dans le massif de déchets. Certains auteurs indiquent que la production du biogaz est ralentie très fortement et tend à s'annuler pour une humidité inférieure à 20 % (Lee et Jones-Lee, 2004). Les déchets peuvent demeurer intacts très longtemps à cause de la faible teneur en humidité au sein du massif de déchet, d'où l'appellation décharge fossilisée pour caractériser les décharges des pays à climat semi aride ou aride où la production de lixiviat et de biogaz est pratiquement nulle (Thonart *et al.*, 2002).

C'est un paramètre déterminant pour fixer les conditions d'exploitation d'une décharge et sa connaissance permet de caler certains paramètres d'exploitation comme l'aptitude au compactage, l'épaisseur des couches de mise en dépôt, la durée minimale avant recouvrement. La mesure de la teneur moyenne en eau permet d'évaluer, du moins entre 20 et 70% d'humidité des déchets, la productivité en biogaz (Figure 3) et indirectement, de déterminer le temps requis jusqu'à la stabilisation biologique de la décharge.

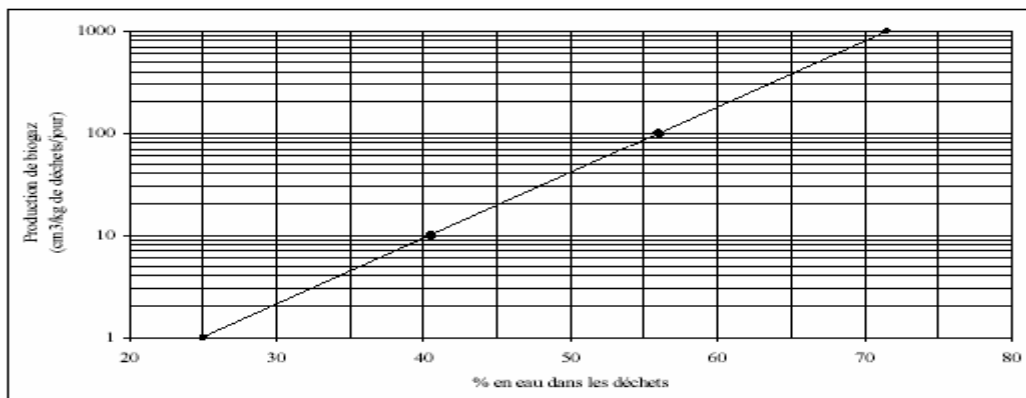


Figure 3 : Effet de la teneur en eau sur la productivité de biogaz (Thonart *et al.*, 2001)

Elle détermine la disponibilité de l'eau pour les réactions chimiques et biochimiques. Elle est un indicateur direct des potentialités de dégradation microbienne en fonction des seuils d' A_w (*) minimum requis. Selon un modèle adapté de Labuza (1972), rapporté par Thonart (2002), une bonne activité microbienne s'inscrit dans un intervalle d' A_w de 0,85 à 0,95 en fonction du type de microorganisme.

Des résultats complémentaires explorant la zone des A_w entre 0,94 et 1 pourraient permettre d'utiliser cette propriété comme un indicateur de performance.

$$(*) A_w = \frac{\text{pression de vapeur saturante à l'équilibre au dessus du produit}}{\text{pression de vapeur saturante de l'eau pour une température donnée}}$$

I.1.7. Capacité de rétention

C'est un paramètre qui traduit la quantité maximale d'eau capillaire (et adsorbée) que le milieu est capable de retenir à l'équilibre. Il correspond à la teneur en eau totale au dessus de laquelle l'eau est drainée sous l'influence de la gravité.

C'est un paramètre très important dans l'estimation de la quantité de lixiviat produit sur une décharge.

Cette capacité de rétention en eau peut être définie comme la somme de la teneur en eau initiale, la capacité d'absorption du déchet est défini par la quantité d'eau que le déchet peut absorber sans relarguage. Dès le stockage des déchets de fortes capacités d'absorption sont en général observées (Bellenfant, 2001), celles – ci se réduisent ensuite sous l'effet de la compression et de la biodégradation. La capacité de rétention est souvent remplacée par la capacité au champs, calculée suite à un essai de ressuyage par le bas (vidange non forcée) de 48 heures, l'équilibre étant ou non atteint (Vincent, 1991). Cette dernière représente donc une valeur approchée de la capacité de rétention par excès puisque augmentée d'une grande partie de l'eau provenant d'un écoulement gravitaire lent. Dans la pratique, les deux termes sont toutefois employés sans distinction, les temps de ressuyage n'étant presque jamais évalués. Les travaux de Beaven et Powrie (1995) et de Zornberg (1999) ont mis en évidence à partir d'essais de laboratoire la diminution de la capacité au champs des déchets avec l'augmentation de la profondeur. Cette conclusion est très proche de la méthode de calcul suivant les couches successives, proposée par Tchobanoglous (1993), où la capacité de rétention diminue au fur et à mesure de l'évolution des couches. Cependant Lanini (1998) est arrivé au constat inverse, ce qui pourrait signifier que d'autres paramètres, que la compression à commencer par la structure du déchet, peuvent influencer sur la teneur en eau à l'équilibre. Selon l'ADEME (2001), la capacité au champs diminuerait avec l'âge des déchets (ces

derniers se minéralisant progressivement, la capacité d'adsorption diminue) et la profondeur car le tassement augmente la densité du déchet et réduit par conséquent la taille des pores. La détermination de la capacité de rétention au laboratoire, se situerait entre 0,4 et 0,7 Kg/Kg d'ordures ménagères brutes (Guyonnet *et al.*, 1996). Certains auteurs partent de la simulation des effets des couches sus - jacentes et proposent 0,49 L/Kg, mais demandent un étalonnage à des cas particuliers suivant les différentes charges qu'on peut avoir (Orta de Velàzquez *et al.*, 2003). La capacité de rétention peut se ramener à la densité des déchets stockés sachant que celle-ci est fonction de la profondeur. Le tableau suivant donne quelques valeurs obtenues par différents auteurs.

Tableau 18 : Capacité de rétention ou capacité au champ en fonction de la densité

| Auteurs | Densité (T/m ³) | Capacité de rétention (m ³ /T) |
|--|-----------------------------|---|
| Sanchez, 1991 | 0,54 | 0,43 |
| | 0,58 | 0,38 |
| | 0,68 | 0,23 |
| Zeiss and Uguccioni, 1995 | 0,14 | 0,71 |
| Uguccioni and Zeiss, 1997 | 0,60 | 0,20 |
| Orta de Velàzquez <i>et al.</i> , 2003 | 0,20 | 1,95 |
| | 0,35 | 1,17 |
| | 0,50 | 0,76 |
| | 0,75 | 0,55 |

Cette valeur varie de façon très significative quand on passe d'une expérience à une autre. Seulement on observe la même évolution par rapport à l'augmentation de la densité.

I.1.8. Compactage des déchets

Le compactage permet de réduire le volume du massif de déchets et de ce fait de limiter l'évolution mécanique des déchets liée aux tassements ultérieurs, l'augmentation de la capacité de portance, l'augmentation de la résistance de cisaillement et donc l'augmentation de la perméabilité hydraulique (limitation des chemins préférentiels) et la limitation des risques de combustion interne (incendies). Il se traduit pour la plupart par l'évolution du poids volumique des déchets. Le compactage est fonction des engins utilisés, du nombre de passes et de la nature des déchets stockés. (Cf. Tableau 15)

I.1.9. Température

La décharge est un milieu réactif dans lequel se déroulent différents processus physico-chimiques et biologiques. La variation de la température est une des conséquences de ces processus. Une fois les déchets enfouis, la température augmente rapidement en raison des réactions aérobies existantes qui s'effectuent dans la couche supérieure du casier, dues à la présence d'oxygène. Cette phase dure environ deux à trois semaines (Lama *et al.*, 1999). Ces observations ont été confirmées par les résultats obtenus par ces derniers, qui montrent qu'après une semaine on peut assister à une baisse rapide de la température.

La montée initiale de température s'explique par la phase aérobie présente pendant le remplissage du casier, la chute serait due à la superposition d'autres couches et aussi comme la phase aérobie est liée à la disponibilité d'oxygène, à la diffusion d'oxygène dans les couches supérieures provoquant des pertes thermiques. Cependant cette température pourrait remonter très rapidement en profondeur. Ress (1980) a démontré que dans une décharge expérimentale d'une densité de $0,35 \text{ T/m}^3$, elle peut monter jusqu'à 80°C , après trois semaines.

On peut noter aussi que la température à l'intérieur de la décharge n'est pas uniforme puisqu'il s'agit d'un milieu hétérogène dans lequel les propriétés thermiques, la disponibilité d'oxygène, l'humidité et l'état de biodégradation des déchets, entre autres facteurs restent variables au cours du temps et selon la position du déchet dans le casier.

D'autres ont montré que la température la plus élevée se situe au cœur de la décharge. La valeur de la température moyenne maximale atteint une valeur de 50 à 60°C et la valeur moyenne minimale autour de 20 à 30°C (Yoshida *et al.*, 1997 ; Zanetti *et al.*, 1997).

Les échanges thermiques entre l'atmosphère et la surface des alvéoles ou casiers s'équilibrent (Aguilar-Juarez *et al.*, 1999 ; Lanini *et al.*, 1997). Les mécanismes pouvant être pris en compte sont alors le rayonnement solaire, l'évaporation et la convection forcée (vent). Quant aux transferts internes le mécanisme prépondérant serait la conduction. Cependant les mécanismes de transports convectifs liés aux écoulements internes de biogaz et la redistribution interne de chaleur, par les processus d'évaporation et/ou de condensation sont négligés.

En outre, la température au sein de la décharge n'est pas uniforme, puisqu'il s'agit d'un milieu hétérogène, dans lequel les propriétés thermiques, la disponibilité d'oxygène, l'humidité et l'état de biodégradation des déchets, entre autres facteurs, restent variables au

cours du temps et selon la position du déchet dans le casier. La production de biogaz dépend aussi de la température des déchets pendant l'exploitation. La température du déchet, couplée à la production de biogaz diminuera rapidement au fur et à mesure de la stabilisation des déchets. Manna *et al.*, (1999) ont montré qu'il existe une relation entre le carbone organique biodégradable, le carbone organique total et la température : $\omega_i = [0,014 \times (T_w - 273,15) + 0,28] \times \omega_{it}$ avec ω_i : carbone organique biodégradable, ω_{it} : carbone organique total et T_w : Température

I.2. Caractérisation chimique

I.2.1. Teneur en matière organique, perte au feu (ou solide volatil)

La teneur en carbone organique contenu dans les déchets est reliée à l'état de dégradation du déchet. Cette valeur évolue au cours de la dégradation, une partie du carbone étant lixiviée ou transformée en biogaz. La teneur en matière organique évolue avec l'âge du déchet, du fait de la dégradation. Toutefois pour deux déchets de même âge, prélevés sur des sites différents, les valeurs peuvent être très variables. Cette disparité est liée à la nature hétérogène des déchets, aux conditions initiales d'enfouissement, au mode d'exploitation, aux conditions climatiques etc. La connaissance de ce paramètre permet d'apprécier le potentiel polluant de la décharge, ou la charge organique du massif de déchets.

Un déchet ménager est supposé contenir 15%, 55% et 30% respectivement de matière organique facilement, moyennement et lentement biodégradable. Le tableau 18 présente des valeurs qui ont été utilisées pour la simulation de la production de biogaz sur les décharges. Le temps de demi-vie représente le temps nécessaire pour dégrader 50% de la matière organique biodégradable initiale.

Tableau 19 : Variation des constantes d'hydrolyse des déchets

| Fraction | K_h (an ⁻¹) | $T_{1/2}$ (an) | Proportion (%) |
|-------------|---------------------------|----------------|----------------|
| Rapidement | (0,69) 1,39 à 0,14 | (1) 0,5 à 5 | 15 |
| Moyennement | (0,14) 0,20 à 0 02 | (5) 3,5 à 30 | 55 |
| Lentement | (0,05) 0,05 à 0,02 | (15) 15 à 40 | 30 |

La forte variabilité des constantes d'hydrolyse est notable, elle est liée à certains facteurs tels que la surface réactionnelle, la température, l'humidité et même le pH.

L'évolution de la décharge est liée à la dégradation de la matière organique. La teneur en solide volatil présente dans un déchet est de 59% (Ademe, 1999). Cette valeur moyenne varie selon les catégories des déchets : les putrescibles contiennent 82% de matière organique, les papiers cartons 82%, les plastiques 92%, les textiles 90% et le bois 84%, les autres composants type INC, verre, métaux au contraire contiennent de faibles pourcentages. Les plastiques contiennent de fort taux de matière organique, mais très peu dégradable, or leur présence peut conduire à surestimer le taux de matière organique biodégradable. Des mesures réalisées sur des déchets sans plastiques de 4 à 11 ans ont indiqué des valeurs de solides volatils importantes pour des déchets de 4 à 6 ans puis des valeurs diminuant pour des déchets de 7, 8 et 11 ans (Kelly, 2002). En présence d'oxygène une partie de la matière organique est complètement oxydée en CO₂, tandis qu'une autre partie est assimilée, c'est à dire transformée en matière cellulaire des organismes. Certains composés tels que la lignine vont subir de lentes et complexes transformations qui mèneront à la formation des acides humiques et fulviques. La teneur en matière volatile est considérée comme un indicateur de stabilité des déchets. Certains auteurs situent cette stabilité pour une teneur en matière volatile de 10-20% (Kelly *et al.*, 2002).

I.2.2. Teneur en carbone organique

Comme dans le cas de la matière organique, la teneur en carbone organique est liée à l'état de dégradation du déchet. Chiampo *et al.* (1996), Manna *et al.*, (1999) ont mis évidence une relation entre la matière organique biodégradable ω_i et le carbone organique ω_{it} ($\omega_i = [0,014 \times (T_w - 273,15) + 0,28] \times \omega_{it}$)

I.2.3. Teneur en cellulose

Les déchets ménagers contiennent initialement 40 à 50 % de cellulose, en majorité présente dans les papiers-cartons, 10 à 15 % de lignine et 12 % d'hémicellulose (Wang *et al.* 1994). La cellulose est l'un des principaux producteurs de biogaz au cours des dernières phases de dégradation. Le potentiel méthanogène et la teneur en cellulose sont fortement corrélés, la cellulose et l'hémicellulose représentent 91 % du potentiel méthanogène (Barlaz *et al.*, 1990). La teneur en cellulose mesurée pour un déchet de 4 ans est de l'ordre de 45 % alors

qu'elle est de 5 % pour un déchet de 11 ans. Le pourcentage de cellulose varie avec l'état de dégradation du déchet.

Certains modèles de prévision de la durée de vie de la décharge se basent sur la teneur en cellulose. Ces modèles d'estimation supposent pour le composé :

- une durée de vie égale à 15 ans ;
- une dégradation suivant une loi cinétique d'ordre 1 ;
- la connaissance de la teneur initiale lors de la mise en fonctionnement de la décharge et de la teneur au moment de l'estimation de l'âge (CWBI, 2002).

Tableau 20 : Durées prédites de stabilisation des déchets (Décharge d'Anton Sclayn)
(CWBI, 2002)

| Paramètres | Valeur mesurée | Durée prédite (ans) |
|--------------------------|----------------|---------------------|
| Cellulose initiale (%MS) | 40 | 13 – 16,4 |
| Cellulose mesurée (%MS) | 27,6 | |
| Teneur en eau | 37,7 | 14 – 20 |
| Tassement (m/an)* | 0,32 | 11 - 15 |

(*) Mesure réalisée à une profondeur de 30 à 40 m

Remarque : l'étude d'un paramètre ne paraît pas suffisant pour établir une estimation précise compte tenu des écarts (3 à 6 ans). Ces modèles sont toutefois des outils appréciables pour une application simple.

I.2.4. Teneurs en métaux lourds

Les décharges sont très chargées en métaux lourds. Leur détermination permet d'évaluer le potentiel métallique du massif et de prendre des mesures pour anticiper les impacts sur l'environnement. L'apport de ces métaux lourds en grande partie est du aux utilisations de piles, de boites de conserve mais surtout aux déchets industriels. La gamme de variation de ces métaux lourds est donnée par certains auteurs (Rouyer , 1990 ; Flyhammar, 1997 ; Rinke, 1999 ; Lagier, 2000 ; François, 2004 ; Alouémine 2006). Cette variation peut aller de 1,5 – 44 mg/Kg pour le cadmium, 21 – 747 mg/Kg pour le Chrome, 75 – 1048 mg/Kg pour le Cuivre, 0,1 – 5 mg/Kg pour le mercure, 15 – 200 mg/Kg pour le Nickel, 100 – 883 mg/Kg pour le plomb et 380 à 2677 mg/Kg pour le Zn dans le déchet sec. Aulin et Neretnieks (1997) estiment que les concentrations en Cu, Cd, Zn, Hg et Pb sont de 5 à 127 fois plus élevées dans les décharges que dans les sols naturels. Ces fortes concentrations en

métaux lourds dans les décharges ont été à l'origine du concept CTB (Chemical Time Bomb) que l'on peut traduire par « bombe chimique à retardement ». Ce concept développé par Stigliani *et al.*, (1991), et appliqué aux métaux stockés dans les décharges, montre que les conséquences toxiques des métaux, ne sont pas visibles à cause des effets tampon spécifiques de l'état des déchets. Cependant, Lagier (2000), cite deux mécanismes pouvant conduire au relargage massif des métaux : 1) la saturation de la capacité tampon, 2) les changements de nature chimique qui diminuent les capacités d'adsorption des métaux toxiques. L'auteur conclut que dans une décharge, ce serait ce dernier mécanisme qui pourrait se produire en cas d'oxydation-acidification du milieu.

II. Paramètres de suivi du lixiviat

II.1. Composition

Par lixiviat ou plus particulièrement « jus de décharge », on désigne l'eau qui a percolé à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (). Leur composition est difficile à déterminer car les décharges constituent un réacteur complexe évoluant spontanément. En effet, la composition des lixiviats dépend de plusieurs facteurs : la composition et la nature des déchets enfouis, le mode d'exploitation de la décharge, l'épaisseur de la couche de déchets, le bilan hydrique, l'âge de la décharge, la nature de la couverture, etc. Le nombre de facteurs intervenant dans la composition du lixiviat explique sa grande variabilité non seulement d'une décharge à une autre mais aussi au sein d'un même site. Malgré la diversité des déchets ménagers mis en décharge, la composition du lixiviat suit quelques grandes constantes liées au fait qu'une grande partie des déchets est constituée de matières putrescibles et biodégradables. Ces matières organiques évoluent au cours du temps en une série de sous produits divers suite à différentes réactions métaboliques.

Après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide. Les percolats « jeunes », sont riches en acides gras volatils (AGV) qui peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total du lixiviat (Harmsen., 1983). Cette acidité du lixiviat solubilise les métaux. Au cours du temps l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les AGV sont métabolisés. Les produits résultants de cette métabolisation sont des gaz (CO₂ et CH₄ essentiellement) et des molécules stabilisées (acides fulviques et humiques).

Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en AGV ou en petites molécules biodégradables. Parallèlement, le lixiviat verra sa charge en molécules de hauts poids moléculaires augmenter. C'est le phénomène d'humification.

Le lixiviat renseigne sur le métabolisme interne de la décharge. L'utilisation de modèles basés sur l'évolution du lixiviat est surtout intéressante durant les dix premières années de vie de décharge, période majeure de dégradation intense.

II.2. Evolution du pH

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV (Cf. Tableau 21 où t est en année).

Tableau 21 : Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps (Thonart *et al.*, 2002)

| Age de la décharge | pH des lixiviats |
|--------------------|--------------------------------------|
| 0 à 2 ans | Acidification importante et variable |
| 2 à 6 ans | $\text{pH} = 0,71.t + 4,5$ |
| Après 6 ans | Stabilisation du pH à 8 – 8,5 |

II.3. Rapport DBO₅/DCO

Ce rapport suit une évolution linéaire au cours du temps. Toutefois, une bonne estimation de l'âge de la décharge n'est valable que sur de courtes périodes (10 ans). Pour rappel, la demande chimique en oxygène, DCO, quantifie l'état d'oxydation des substances présentes dans les lixiviats. Elle est mesurée par une oxydation à chaud d'un échantillon avec K₂Cr₂O₇. Elle est exprimée en mg de O₂ consommé par litre de lixiviat. La demande biologique en oxygène à 5 jours, DBO₅, quant à elle, quantifie la biodégradabilité des lixiviats. Elle est déterminée par la quantité d'oxygène consommé par les micro-organismes présents dans les lixiviats. Elle est exprimée en mg de O₂ consommé par litre de lixiviat.

Le rapport DBO₅/DCO caractérise la biodégradabilité des lixiviats. Plus le rapport est élevé, plus les lixiviats sont biodégradables. (< 0,1: non biodégradable, > 0,8 : totalement biodégradable). Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif (Reinhart et Townsend, 1998).

II.4. Rapport Abs (254 nm) / COD : (Indice SUVA) et rapport E4/E6

L'indice SUVA permet de définir le degré d'aromaticité. L'indice SUVA augmente quand l'aromaticité et le poids moléculaire augmentent. Cet indice augmente de façon linéaire au fur et à mesure de l'évolution de la décharge. Le rapport E4/E6 : Abs 465 nm/ Abs 665 nm apporte également des informations car il est corrélé aux poids moléculaires ainsi qu'au degré d'humification (Chen *et al.*, 1977 ; Thurman, 1985 ; Croué *et al.*, 2000). E4/E6 diminue avec l'augmentation du poids moléculaire et le taux d'humification et peut être un indicateur de suivi de la décharge. La matière organique est une matrice principale des déchets ménagers. L'évolution du déchet peut s'expliquer par le schéma suivant :

déchets $\xrightarrow{\text{décomposition}}$ matière organique simple $\xrightarrow{\text{humification}}$ matière organique complexe

Du point de vue pédologique, la formation de substance humique a pour source la matière organique avec l'interaction des microorganismes, de la précipitation, de la température et des activités humaines comme les feux de forêt, le facteur temps étant déterminant (Asami, 2001 ; Stevenson, 1994). C'est ainsi que plusieurs études ont été menées pour suivre l'évolution de la matière organique de différents environnements afin de dégager des similitudes, par exemple Agren (2002) a cherché les principes régissant la formation de la matière organique des eaux de forêt (eaux contenues dans les sols, lacs, ruisseaux et eaux souterraines) transposables aux lixiviats de décharges. Croué (2002), quant à lui, a travaillé sur les eaux de surface.

Labanowski (2004) a cherché à appliquer différentes techniques de caractérisation afin de comparer les substances humiques de lixiviat à celles d'autres milieux. Mais la diversité des protocoles utilisés et la technicité des manipulations ne permettent pas de dégager des outils standards, simples et à la portée des PED. Aussi le développement de méthodes et de modèles permettant d'estimer les risques de pollutions organique ou minérale à long terme nécessite de systématiser, de comprendre et de mesurer le processus (Kitis *et al.*, 2004 ; Bozcurt *et al.*, 2000 ; Moszkowicz *et al.*, 1998). Mais tous les auteurs font l'unanimité sur le devenir à long terme de la matrice organique contenue dans les déchets : la formation des substances humiques.

D'autres ont montré que la seule transformation liée à la dégradation du massif de déchets est intimement liée à l'humification de la matrice organique qu'il contient (Kim

et al., 2004). Pour la caractérisation de substances humiques, ces auteurs ont utilisé des paramètres simples comme le carbone organique total (COT), les rapports des l'absorbance 220 nm et 260 nm (Abs220/Abs260), 465 nm et 665 nm (Abs465/Abs665) et l'indice SUVA qui est le rapport de l'absorbance 254 nm sur COD (Abs254/COD). Les résultats obtenus ont montré que plus l'indice SUVA est faible moins la matrice de déchet est humifiée et que plus Abs220/Abs260 et Abs465/Abs665 sont petits plus le degré d'humification est fort.

Ces résultats ont été appliqués à des substances humiques du commerce et de lixiviat de décharge, et pour des comparaisons entre les substances humiques du commerce et celles des eaux naturelles (Benedetti *et al.*, 2002 ; Jeon, 2001). Aussi des études récentes par chromatographie d'exclusion de taille ont montré une répartition des molécules contenues dans les substances humiques par une distribution gaussienne de l'indice SUVA (Muller *et al.*, 2000). De même Zbytniewski *et al.*, (2005) ont travaillé sur l'évolution de matière organique contenue dans le compost de boue de station d'épuration. Cette évolution a été appréhendée via le degré d'humification de la matrice organique contenue dans les boues. Les paramètres utilisés outre les traditionnels connus pour évaluer la maturité du compost sont, après extraction à la soude : les rapports des absorbances à 280 et 664 nm, (Abs280/Abs664), à 472 et 664 nm (Abs472/Abs664), et à 280 et 472 nm (Abs280/Abs472). Le rapport Abs280/Abs472 rend compte de la proportion entre les lignines et d'autres matériaux au début de l'humification et la teneur des matériaux au début de la transformation. Le rapport Abs280/Abs664 présente la relation entre le matériel non humifié et le matériel fortement humifié, tandis que le rapport Abs472/Abs664 est souvent appelé indicateur d'humification.

Ce rapport pour un fort taux d'humification est souvent inférieur à 5 (Gieguzynska *et al.*, 1998). Il y a trois régions importantes dans le spectre d'absorption : autour de 280 nm, entre 400-500 nm et au dessus 600 nm.

L'analyse dans l'UV-Visible est généralement fondée sur l'hypothèse que l'absorbance entre 260-280 nm est due à la présence de lignine et de quinone (le matériel a commencé sa transformation), l'absorbance 460-480 nm reflète la matrice organique au début de l'humification et l'absorbance entre 600-670 nm serait l'indicateur de matrice fortement humifiée avec un degré élevé de groupes aromatiques et condensés (Gieguzyska *et al.*, 1998 ; R. Zbytniewski *et al.*, 2005). Selon les travaux de Zbytniewski, la diminution des rapports Abs280/Abs664 et Abs472/Abs664 reflète un degré élevé de condensation aromatique et indique un niveau plus élevé d'humification de la matrice organique (Zbytniewski *et al.*, 2005).

Chapitre 4 :

Modèles de prédiction de production de lixiviat et de biogaz

Les tentatives de modélisation qui régissent les mouvements de fluides (lixiviats et biogaz) au sein du massif de déchets, restent incomplètes. Les fermentations dépendent des conditions locales (température et humidité principalement) qui évoluent dans le temps. La modélisation doit intégrer des phénomènes physiques et biochimiques, qui interagissent, alors que l'on ne dispose pas des informations sur tous les paramètres nécessaires. Certaines propriétés des déchets sont difficilement accessibles à la mesure et varient d'un milieu à un autre (perméabilité dans le sens horizontal, capacité de rétention d'eau etc.) et/ou évoluent dans le temps (porosité, conductivité thermique). Les modèles empiriques utilisés pour prédire la production de biogaz dans le temps resteront sans doute longtemps en usage malgré leur imperfection, c'est pourquoi il est préférable de faire des études de cas et de ne pas généraliser trop vite des procédés ou des modèles.

I. Lixiviat

La production de lixiviat est un des principaux problèmes environnementaux associés à l'exploitation d'un site d'enfouissement. Le lixiviat est une source de pollution potentielle des eaux (eaux de surface, eaux souterraines), des sols, de l'air, etc. Ce qui demande à l'exploitant des mesures pour le suivi de production de lixiviat – tant du point de vue qualitatif que quantitatif – durant toutes les phases d'exploitation et de post exploitation.

La production de lixiviat et sa qualité peuvent varier de façon significative en fonction de plusieurs paramètres :

- climat (précipitations et leur distribution dans le temps et dans l'espace, évaporation, ensoleillement, température, etc.),
- composition des déchets,
- type de recouvrement : intermédiaire et final (couverture végétale, couche de surface, épaisseur, couche de protection, en pente, drainée, etc.),
- densité des déchets,
- nature des déchets : humidité, teneur en eau lors de la mise en place ou au compactage et leur capacité de rétention, etc.
- ruissellement (fonction de la pente du recouvrement et du type de surface),
- perte d'eau sous forme de vapeur associée au biogaz,
- variation de l'accumulation d'eau,
- profondeur du site et les couches de fond.

Il faut noter que même en l'absence d'infiltrations, un petit volume de lixiviat sera toujours généré, dû à des réactions biochimiques de dégradation de la masse de déchets.

I.1. Modèles de prédiction de la production de lixiviat

Plusieurs modèles sont utilisés pour prédire les quantités de percolat qui migrent d'une couche à l'autre dans un site. Les logiciels sont utilisés pour plusieurs centres de stockages mais ne sont pas des standards et ils n'apportent donc pas des solutions universelles aux difficultés actuelles rencontrées dans les PED. Ces programmes sont souvent basés sur des modèles empiriques, faisant appel à des paramètres difficiles à obtenir avec précision, ceci même dans les pays développés (exemple : capacité au champ, point de flétrissement, temps de demi percolation, etc.). Une façon de contourner ces obstacles dans les PD est de faire des

études de sensibilité de ces paramètres, en utilisant au départ des valeurs trouvées dans la littérature.

I.1.1. Bilan hydrique classique

Le bilan hydrique constitue une balance des entrées et des sorties d'eau sur le site pendant une durée déterminée. L'équation de base du bilan hydrique peut s'écrire :

$$L = P + ED + B - G - I - ETR + R_{ext} - R_{int} \pm \Delta ED \quad (1)$$

L : quantité de lixiviat pouvant être produite, P : quantité de pluie tombée sur le site, ETR : Evapotranspiration réelle, ED : eau de constitution des déchets, I : infiltration en fond du casier, R_{ext} : quantité d'eau ruisselant de l'extérieur du site vers l'intérieur R_{int} : quantité d'eau ruisselant de l'intérieur du site vers l'extérieur, ΔED : variation de la teneur en eau dans les déchets, B la production d'eau résultante de réactions biochimiques, G la perte d'eau sous forme de vapeur associée aux biogaz. En supposant une étanchéification efficace à près de 100 %, l'infiltration et le ruissellement seraient nuls ; on obtient la formule suivante :

$$L = P + ED - ETR + B - G \pm \Delta ED \quad (1')$$

Les deux paramètres B et G limitent l'application de la formule, car on ne peut pas déterminer avec précision la production d'eau résultante de réactions biochimiques et les pertes d'eau sous forme de vapeur associées aux biogaz sans faire appel aux formules empiriques.

Des auteurs (Lu *et al.*, 1985) qui ont travaillé sur l'évaluation de la production du lixiviat en zone aride, cas du Koweit, partent de l'équation suivante :

$$W_p + W_{sr} + W_{ir} = I + R \quad (2)$$

W_p : représente la précipitation, W_{sr} : entrée d'eau de surface environnante, W_{ir} : entrée d'eau par irrigation, I : Infiltration, R : eau de surface.

Dans le cas des zones arides certaines hypothèses ont été prises : $W_p = 0$ (négligeable), $W_{sr} = 0$ (négligeable), $W_{ir} = 0$ (négligeable), ce qui suppose que dans les régions arides $I + R = 0$, alors : $PER_s = I - E - S_s$

PER_s : percolation dans le sol, E : Evapotranspiration, S_s : humidité stockée dans le sol. Aussi dans les pays arides on peut négliger I ce qui donne $PER_s = -(E + S_s)$ (normalement positive dans les pays humides et donc nulles voir négatives dans les pays arides).

$$PER_s = W_d + W_c + W_{sub} - PER_s - S_s \quad (2')$$

PER_s : Percolation dans les déchets ; W_d : eau issue de la décomposition des déchets ; W_c : eau issue des capillaires ; W_{sub} : eau surfacique ; Sr : l'eau issue de la décomposition et perdue sous forme de vapeur.

L'analyse conceptuelle du modèle ci-dessus, (Eq. (2')) est applicable au Koweït et aux régions arides semblables où la production de lixiviat est principalement due à la montée de l'eau, par capillarité, à l'eau de surface et à la haute teneur en humidité dans les déchets. Les hypothèses de base sont les suivantes: le mouvement de l'eau dans les décharges se fait dans la direction verticale; la capacité de champ au début des calculs ; et aucune réutilisation du lixiviat ne se produit. Le bilan de l'eau de la décharge est préparé pendant l'année pour obtenir tout le lixiviat annuel produit par unité de superficie. Ce modèle proposé doit être vérifié encore expérimentalement en comparant les valeurs calculées aux mesures de lixiviat. Les résultats préliminaires indiquent sa validité aux décharges de Koweït avec une erreur de 10%.

Une autre expression classiquement utilisée est celle de McBean (McBean *et al.*, 1995) :

$$PERC_t = P_t - R - \Delta ST_t - AET_t \quad (3)$$

$PERC_t$ = percolation, P_t = précipitation, R = ruissellement, ΔST_t = variation de l'humidité dans les déchets (incluant recouvrement journalier), t = période d'étude, AET_t = évapotranspiration effective (inférieure à l'ET potentielle).

Le volume d'eau apportée par les déchets est très variable dans le temps et dépend de la nature des déchets. Par ailleurs, les ordures ménagères ont tendance à absorber l'eau qui pénètre. Un autre paramètre clé est la capacité de rétention d'eau dans les déchets, déterminée en laboratoire, elle se situerait entre 0,4 et 0,7 Kg/Kg (Guyonnet D. *et al.*, 1996).

I.1.2. Modèle HELP

Le logiciel de prédiction le plus répandu est HELP Model (Hydrological Evaluation of Landfill Performance). Ce logiciel a été utilisé sous plusieurs versions : la version 3.0 (Schroeder *al.*, 1994 ; Marques and Hogland, 2003), la version 3.07 (Schöeder *et al.*, 1997), la version 3.08 (Schröder *et al.* 1994 ; EPA, août 1998, Marques and Hogland, 2003) etc.

Ce modèle mathématique permet de simuler l'hydrologie d'un CET en fonction des données climatiques locales (précipitations, température, évapotranspiration, etc.) et de la conception proposée pour le dit CET (épaisseur, fonction et propriétés physiques des différentes couches). Ces simulations peuvent être effectuées à divers stades de l'exploitation

pour finalement permettre d'établir le bilan hydrologique global du CET et déterminer les débits de lixiviat produits. Le modèle utilise une solution qui tient compte des effets du stockage de surface, de l'infiltration, de la percolation, de l'évapotranspiration, de la capacité de rétention des matières résiduelles et du drainage latéral des eaux de lixiviation.

Le modèle HELP, considère que la décharge est composée de cellules ou de colonnes de cellules mises en place à différents temps de stockage. Il suppose que chaque cellule est composée de plusieurs couches. Certains auteurs, dans leur application vont assimiler chaque couche à un réacteur parfaitement agité uniforme de déchets solides, d'humidité, de gaz et de micro-organismes (Ebru. *et al.* 2004). Cette nouvelle approche suppose une répartition uniforme de l'humidité au sein du massif de déchets et combine deux composants principaux plus ou moins négligés. Une composante hydraulique, décrivant l'écoulement du lixiviat et la distribution de l'humidité pendant le stockage, et qui intègre les effets des variations dues à la pression, au recouvrement, à l'âge des déchets, à la profondeur etc. La seconde composante tient compte de la dissolution de la matière organique et inorganique, du mécanisme d'acidogenèse et de méthanogenèse, de la production de méthane et de l'évolution du pH. Dans cette approche mathématique, le flux d'eau est définie comme suit : $q_i = -k_r K_{s,i}$ où $K_{s,i}$

est la conductivité hydraulique et k_r est la constante relative de perméabilité, laquelle est égale à : $k_r = \left(\frac{\theta_i}{\theta_s}\right)^\gamma$, θ_i étant égale à l'humidité dans la couche i de déchets, θ_s l'humidité à saturation dans le massif de déchets et γ une constance empirique relative aux caractéristiques des déchets, dont la détermination n'est pas connue avec exactitude. En 1988, certains auteurs ont défini le domaine d'application de HELP, en simulant les résultats obtenus sur dix sept cellules de sites de stockage de déchets, pour montrer que les prévisions sont proches des valeurs réelles mais que toutefois, les constantes empiriques ne permettent pas de généraliser ces résultats à d'autres sites (By. R. Lee *et al.*, 1988).

Marques et Manzano (2003) appliquent la version 3.0 du modèle HELP sur 5 différentes régions climatiques au Brésil. Les régions climatiques sont choisies par le système de classification de Köppen, basée sur la précipitation moyenne annuelle, la précipitation moyenne mensuelle, la température moyenne mensuelle. Ils sont parvenus à la conclusion selon laquelle le choix d'un modèle approprié devrait être fait au cas par cas. Aucune relation n'apparaît entre les prédictions et les résultats obtenus. Toutefois Marques et Manzano (2003), concluent que HELP prend en compte plus de détails et permet d'expliquer mieux la complexité du système que la plupart des modèles. La capacité de champ est prise

arbitrairement par simulation égale à 0,292 (vol/vol), sachant que la littérature a recommandé jusque là des valeurs comprises entre 0,16 et 0,27 (Marques 2000). Dans cette étude la porosité des déchets est comprise entre 0,471 à 0,671, ce qui ne sera certainement pas le cas de tous les déchets.

I.1.3. MOBYDEC

MOBYDEC (Modèle global de bilan hydrique de décharge), est utilisé comme programme de recherche et comme outil d'études par le BRGM. Le bilan hydrique est effectué sur le volume total de déchets contrairement au HELP où les déchets sont découpés en couches successives. Ce modèle paraît bien adapté pour le diagnostic des performances hydrauliques des centres de stockage des déchets, ainsi que pour le dimensionnement du système de traitement de lixiviat (Guyonnet *et al.*, 1998 et 2003). Mais ce modèle ne tient pas compte de la conductivité hydraulique des déchets, qui varie énormément, vu l'hétérogénéité des déchets. L'utilisation de ce paramètre apportera plus d'incertitude sur les résultats de MOBYDEC. Ce modèle suppose que le déchet se comporte comme « un système à double porosité ». Cependant, il faut signaler que des pics de production du lixiviat peuvent être corrélés avec la précipitation et reproduits dans le temps dans une certaine limite, liée à l'infiltration de l'eau par des chemins préférentiels.

I.1.4. Autres modèles

Des auteurs ont examiné 33 modèles mathématiques proposés de 1979 – 1995 et présentent leurs limites en raison des incertitudes inhérentes liées à l'estimation des paramètres qui, résultent des processus biologiques, chimiques et physiques très complexes qui se déroulent au sein du massif de déchets (Fadel *et al.*, 1997). Ces paramètres sont la plupart du temps considérés comme des données empiriques mais caractéristiques des déchets enfouis. Ces paramètres doivent tenir compte : de la perméabilité des déchets au gaz et au liquide, de la capacité de rétention d'eau dans les déchets, de la taille des déchets, de la densité, de l'humidité, de la teneur en matière organique et inorganique, des couches, des phénomènes de transfert au sein du massif, de l'exploitation du centre etc., sachant que ces paramètres interfèrent entre eux. On peut aussi citer PREFLOW qui est un modèle d'écoulement utilisé en milieux poreux pour simuler l'écoulement dans les rigoles et qui a été adapté aux déchets solides municipaux (Uguccino et Zeiss, 1997). Il est difficile de définir ici

la longueur et le diamètre du canal et d'appliquer les capacités au champ tirées de la littérature.

Une autre étude réalisée par les Agences de l'Eau met en évidence une corrélation statistique significative entre les volumes mensuels de lixiviats produits et les superficies des zones contribuant aux lixiviats. Cette corrélation justifie le calcul des volumes de lixiviat par unité de surface. L'étude montre que sur 8 sites de déchets ménagers et assimilés, dont les fonds de casiers sont correctement étanchéifiés, la quantité moyenne de lixiviat collectée est de 177 m³/ha.mois avec un écart type de 122m³/ha.mois. Cette valeur moyenne serait de 266 m³/ha pour des alvéoles entièrement exposées aux précipitations (Guyonnet D. *et al.*, 1996).

I.2. Modèles de prédiction de la composition du lixiviat

La composition du lixiviat est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation. La dégradation des déchets s'effectue en plusieurs étapes fortement liées à la présence de micro-organismes spécifiques à chaque phase de la dégradation. La première phase correspond à la dégradation en milieu aérobie, elle dure peu de temps et se caractérise par une forte charge organique du lixiviat et par un dégagement du dioxyde de carbone. La deuxième phase est l'acidogénèse où les conditions aérobies évoluent vers des conditions anaérobies et qui se caractérise par une libération d'acides gras volatils (teneurs en AGV, et en DCO élevées), par une forte teneur en acide carbonique (valeur en TAC élevée), par une diminution de pH, ce qui entraîne une solubilisation des éléments minéraux et des métaux lourds présents dans le massif de déchet. Les fortes teneurs en CO₂ relargué accentuent également la dissolution des espèces. La phase d'acétogénèse correspond à une fermentation acide avec production d'acide acétique et d'hydrogène ; la charge organique du lixiviat est alors très élevée. Le pH augmente jusqu'à la neutralisation, ce qui favorise la formation de bicarbonates en solution. Le milieu est ainsi tamponné à pH basique permettant le développement des bactéries méthanogènes. La phase méthanogène correspond à la production de méthane (50 à 60 % en volume) et des teneurs en CO₂ (40 à 50% en volume). Le lixiviat produit présente une faible DCO représentative d'une matière organique difficilement biodégradable, un relargage en éléments minéraux et métalliques très limité en raison d'une réduction très importante des espèces telles que les sulfates par exemple en sulfures métalliques. La phase de maturation est caractérisée par la chute de la production de méthane. La matière organique à cette étape est caractérisée par la DCO dure, caractéristique

de macromolécules organiques. Les valeurs des paramètres globaux des lixiviats au cours des phases de dégradation des déchets ont été répertoriées dans le tableau 22 suivant :

Tableau 22 : Gamme de valeurs des lixiviats générés au cours des phases de dégradation
(Pohland *et al.*, 1983)

| Phases définies par Christensen et Kjeldsen (1989) | I (hydrolyse) | II (acidogénèse) | III (acétogénèse) et IV (méthanogénèse) | V (maturation) |
|--|----------------|------------------|---|----------------|
| Phases définies par Pohland <i>et al.</i> (1983) | II | III | IV | V |
| pH | 6 à 7 | 4,7 à 7,7 | 6,3 à 8,8 | 7,1 à 8,8 |
| E _H (mV) | 40 à 80 | - 240 à 80 | - 70 à -240 | 100 à 160 |
| 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 |
| DBO ₅ (mgO ₂ /L) | 100 à 11000 | 1000 à 58000 | 600 à 3400 | 4 à 120 |
| 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 |

Ces valeurs mesurées sur plusieurs sites sont corrélées avec l'évolution donnée par Christensen et Kjeldsen (1989). Les variations des valeurs des paramètres pour chaque phase sont toutefois importantes, ce qui met en évidence la difficulté de calquer l'évolution théorique des paramètres avec celle mesurée (François, 2004). Ces résultats mettent en évidence des paramètres évoluant avec les phases de dégradation (pH, conductivité, DCO, DBO5, NTK, sulfates et fer) et les espèces dont les teneurs ne sont pas dépendantes des changements de phases comme par exemple les chlorures. Les sulfates apparaissent comme un bon indicateur de la phase méthanogène. Les bactéries méthanogènes ne deviennent pleinement actives qu'à moins de 2 millimoles de sulfate par litre (Thonart *et al.* 2002).

Plusieurs modèles sont décrits dans la littérature pour prédire la composition du lixiviat. Dans ce rapport ont été synthétisés uniquement ceux qui conduisent à la « stabilisation » des déchets. La formulation mathématique des modèles souvent utilisés pour les processus chimiques et microbiologiques ayant lieu pendant l'évolution des déchets est basée sur les précédentes études de modélisation (Lu and Bai, 1991 ; Kely *et al.*, 1997). Certains auteurs, dans un schéma d'évolution des déchets, séparent les matières inorganiques des organiques faisant intervenir l'humidité comme facteur important pour la dégradation des déchets (Demirekler. *et al.*, 2004).

I.2.1. Modèle basé sur la dissolution des composés inorganiques

La concentration des composés inorganiques dans le lixiviat de décharge dépend de leur degré de solubilité dans l'eau au sein de la décharge et de leur taux de dilution. Le relargage des produits chimiques fortement solubles dans les déchets peut être décrit par une cinétique d'ordre zéro étant donné que la solubilité de ces produits chimiques est indépendante de leurs concentrations dans le lixiviat. Par conséquent, la libération des composants très solubles des déchets tels que les chlorures peut être décrite comme suit :

$$\frac{dS_{Cl,i}}{dt} = -k \quad (4) \text{ où } S_{Cl,i} \text{ est la masse de chlore sous forme de chlorure dans la phase solide de la couche } i \text{ de déchets au temps } t \text{ par unité de volume de déchets en vrac (g.m}^{-3}\text{) et } k \text{ la constante de solubilité (g.m}^{-3} \text{ jour}^{-1}\text{). La dissolution continue jusqu'à ce que tout le chlorure contenu dans le déchet soit dissous. A } t=0, \text{ Demirekler } et al., (2004), \text{ définissent } S_{Cl}^0 = F_{Cl} D_{sw} \text{ (5) avec } D_{sw} \text{ comme la densité initiale des déchets qui serait comprise entre } 0,475 \text{ et } 0,830 \text{ T/m}^3 \text{ (Rinhart et Townsend, 1997) et } F_{Cl} \text{ facteur multiplicatif lié à chaque}$$

couche de déchets (F_{Cl} est une constante empirique). Cependant ils expliquent la variation dans le temps de la concentration du chlorure dans les différentes couches par l'équation suivante :

$$\frac{dC_{Cl,i}}{dt} = \frac{1}{\theta_i} \left(\frac{q_{i-1}C_{Cl,i-1}}{h} - \frac{q_i C_{Cl,i}}{h} + \frac{dS_{Cl,i}}{dt} \right) \quad (6)$$

où $C_{Cl,i-1}$ est la concentration en chlorure (g.m^{-3}) dans le lixiviat de la couche adjacente $i-1$, θ_i l'humidité par volume de déchets dans la couche i ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), q_i le flux d'humidité traversant la couche i , h étant l'épaisseur de la couche, avec à $t = 0$, $C_{Cl}^0 = 0,26\text{g.L}^{-1}$.

Cette équation suppose la connaissance de la concentration en Cl dans la couche inférieure et l'injonction d'une constante C_{Cl}^0 . En prenant comme hypothèse de départ la cinétique d'ordre 0 pour les matières inorganiques contenues dans le lixiviat les conditions initiales peuvent être définies autrement : S_{Cl}^0 serait la masse de Cl dans le lixiviat issu de test de lixiviation des déchets à l'entrée du casier. L'intégrale de la relation (1) serait par conséquent : $S_{Cl,i} = -kt + S_{Cl}^0$ (4') avec $S_{Cl}^0 = \frac{S_{Cl,1}^0 + S_{Cl,2}^0 + \dots}{n}$ (5') et n nombre de remplissage, $S_{Cl,1}^0, S_{Cl,2}^0$ etc. les différentes concentrations issues des tests de lixiviation.

I.2.2. Modèle basé sur la dissolution des composés organiques

La matière organique contenue dans les déchets solides se solubilise pour se retrouver dans le lixiviat des décharges. Cette dissolution est rendue possible par les réactions physico-chimiques et l'activité micro - biologiques ayant lieu au sein du massif de déchets.

La transformation de la matière organique au sein de la décharge peut se traduire par l'équation suivante (Demirekler E. *et al.*, 2004) :

$$\frac{dS_{OM,i}}{dt} = \left(\frac{S_{OM,i}}{S_{OM}^0} \right)^a b \left(C_{OM}^{\max} - C_{OM,i} \right) \theta_i - \frac{\mu_{a,i} \chi_{a,i}}{Y_{SO}} \theta_i, \quad (7)$$

où $S_{OM,i}$ est la masse de matière organique dans la couche i , par unité de volume (g.m^{-3}) à $t > 0$, S_{OM}^0 est la masse de matière organique initiale hydrolysable par unité de volume (g.m^{-3}), C_{OM}^{\max} est la concentration maximale (saturation) de matière organique dans le lixiviat, $C_{OM,i}$ est la concentration de matière organique dissoute dans l'humidité de la couche i , $\chi_{a,i}$ est la

concentration de la biomasse acidogène de la couche i , $\mu_{a,i}$ est le taux de croissance de la biomasse acidogène de la couche i , Y_{SO} le taux de conversion de substrat en biomasse méthanogène, a et b sont des constantes empiriques. Straub et Lynch (2004) proposent a variant de 1 à 2 et $b = 0,00375 \text{ jour}^{-1}$, sachant que les auteurs trouvent $a=1$ et $b = 0,025 \text{ jour}^{-1}$. Le premier terme décroissant traduit la dissolution de la matière organique soluble en fonction de sa concentration et le second, la solubilisation par des enzymes extra-cellulaires libérés par les bactéries hydrolytiques. La résolution de cette équation fait appel à d'autres données empiriques qui sont liées à la nature des déchets et pas facilement mesurables.

I.3. Evolution du pH

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant la libération des acides gras volatils (AGV).

Certains auteurs expriment la concentration en proton en fonction de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) et la concentration en acide acétique (Tchobanoglous *et al.*, 1993 ; Reinhart et Townsend, 1998 ; Demirekler *et al.*, 2004). On sait que pendant la phase acidogène le pH décroît rapidement tandis que la concentration en acide acétique et la DBO_5 augmentent. Aussi quand la DBO_5 diminue (phase méthanogène), le pH augmente, ce qui se traduit par les relations suivantes :

$$\frac{dpH}{dt} = -e \left(\frac{dDBO_5}{dt} \right) \text{ si } \frac{dDBO_5}{dt} \leq 0 \quad (8)$$

$$\frac{dpH}{dt} = -f \left(\frac{dDBO_5}{dt} \right) \text{ si } \frac{dDBO_5}{dt} > 0 \quad (8')$$

Avec e et f des constantes empiriques respectivement égales à 0,0045 et 0,002 (Demirekler E. *et al.*, 2004), La valeur initiale de la DBO_5 peut varier de 0 à 375 g.L^{-1} (Straub et Lynch, 1982, Tchobanoglous *et al.*, 1993 ; Reinhart et Townsend, 1997).

Le tableau 23 récapitule des anciens modèles de prédiction de la composition du lixiviat de 1979 à 2000 et leurs limites dans l'application.

Tableau 23 : Quelques modèles de prédiction (El- Fadel *et al.*, 1997 ; Miroslav *et al.*, 2000)

| |
|--|
| Prédiction du mouvement du Cd, du Ni, et du Zn. Le modèle décrit l'effet de la diffusion longitudinale dans des colonnes de laboratoire. |
| Fuller <i>et al.</i> , 1979 |
| Modèles numériques de transport de contaminant, la dissolution, et la dégradation en décharges sanitaires insaturés. |
| Straub, 1980 ; Straub and Lynch, 1982; Papadopulos, 1988 |
| Modèles pour simuler la DCO de lixiviat de décharges. Cinétique d'ordre 1 |
| Erdogan, 1983 ; Lee <i>et al.</i> , 1991 |
| Modèle décrivant la fixation des métaux lourds dans la co-stockage des boues industrielles avec les déchets solides ménagers. Cinétique d'ordre 0. |
| Bernades, 1984, (REDEQL-2) |
| Modèle biocinétique de Mc Gowan (1987) pour inclure un module hydrogéologique décrivant le flux d'humidité traversant une décharge. GTLEACH-1, FULLFILL tous issus de HELP. |
| Williams <i>et al.</i> , 1987 ; Battaglia, 1990 ; Battaglia <i>et al.</i> , 1991 ; Noble <i>et al.</i> , 1989 |
| Modèle de Vadose Zone Interactive Process (VIP) pour simuler le devenir des constituants organiques disposés dans une décharge municipale. |
| Reinhart <i>et al.</i> , 1991 |
| Modèles analytiques des contaminants organiques et inorganiques dans le lixiviat. |
| Gonullu, 1994 |
| Modèle TOUGH2 - LGM : Transport of Unsaturated Groundwater and Heat –Landfill Gaz Migration, pour simuler les processus de production et de migration de gaz de décharge (Miroslav <i>et al.</i> , 2000) |

II. Production de biogaz

Les valeurs de flux de biogaz sont habituellement calculées par des expressions mathématiques qui considèrent parfois jusqu'à 100% de conversion et une réactivité chimique homogène. Ce qui n'est pas souvent le cas dans les décharges.

Plusieurs modèles ont été élaborés pour simuler la production du biogaz dans les décharges. Ces modèles sont fonction de nombreux paramètres et prennent en compte les procédés biologiques, les différentes catégories composant les ordures ménagères, les

transferts de matière et de chaleur (Young, 1998 ; Pohland and Al-Yousfi, 1994 ; Swarbrick *et al.*, 1995).

En général 90 % de la matière organique est identifiée comme polymère du glucose : cellulose et hémicellulose (Barlaz *et al.*, 1989). La digestion aérobie de la matière organique est liée à la petite quantité d'air comprimée pendant le stockage. Les conditions anaérobies sont établies après épuisement de l'oxygène par la dégradation aérobie (quelques semaines alors que la production du biogaz continue au delà de 30 ans).

Deux types de modèles sont possibles pour la prédiction de la production du biogaz. : un modèle stoechiométrique basé sur les différentes équations chimiques ayant lieu dans le massif et un modèle cinétique des réactions physico-chimiques et biochimiques traduit par des équations mathématiques.

II.1. Modèles de prédiction de production de biogaz

II.1.1. Modèle stoechiométrique

Plusieurs équations et mécanismes réactionnels sont présentés dans la littérature pour expliquer les phénomènes chimiques et biochimiques se déroulant au sein de la décharge. Ainsi, en aérobiose le carbone biodégradable du substrat est transformé en CO₂, H₂O et biomasse. En anaérobiose, le carbone du substrat est transformé en CH₄, CO₂ et biomasse. Dans les deux cas il se produit un dégagement de chaleur. Certes ces différents processus impliquent l'intervention de différents micro-organismes.

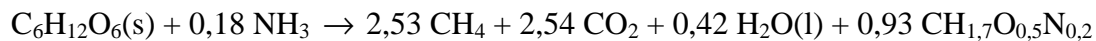
Le développement des micro-organismes nécessite des nutriments en particulier de l'azote et du phosphore. Il faut signaler que les bactéries anaérobies sont moins exigeantes en azote et phosphore que les bactéries aérobies. Les déchets ménagers et assimilés respectent en général la proportion d'azote mais présentent une déficience en phosphore.

Le tableau suivant présente les stoechiométries décrivant les réactions simplifiées de la dégradation aérobie ou anaérobie complète du glucose, produit de l'hydrolyse de la cellulose.

Tableau 24 : Quelques équations régissant le modèle stoechiométrique

| Phase | Réaction | Equation |
|-----------|-------------------------------|--|
| Aérobie | Maintenance | $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$ |
| | Croissance | $C_6H_{12}O_6 + O_2 + NH_3 \rightarrow C_5H_7O_2N + CO_2 + 4H_2O$ |
| | Minéralisation de la biomasse | $C_5H_7O_2N + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3$ |
| Anaérobie | Maintenance | $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$ |
| | Croissance | $C_6H_{12}O_6 + 1,2 HCO_3^- + 1,2NH_4^+ \rightarrow 1,2C_5H_7O_2N + 1,2CO_2 + 4,8H_2O$ |
| | Minéralisation de la biomasse | $C_5H_7O_2N + 4 H_2O \rightarrow 2,5CH_4 + 1,5CO_2 + HCO_3^-$ |

Les nutriments doivent être présents mais également biodisponibles. Certains auteurs proposent l'équation suivante où l'ammoniac est considéré comme source d'azote avec une faible masse de biomasse (Meraz *et al.*, 2004) :



On suppose que le processus global a lieu quand les bactéries anaérobies ont consommé la matière organique biodégradable contenue dans les déchets pour produire une masse bactérienne $CH_{1,7}O_{0,5}N_{0,2}$ et des sous produits du métabolisme bactérien (CO_2 , CH_4 , H_2O etc.). Cette réaction conduit à un mélange de gaz avec une valeur énergétique significative (50 % du volume total pour le méthane). Ce qui montre qu'en absence de collecte et de traitement, les émissions sur les centres d'enfouissement de déchets représentent un risque potentiel d'explosion et une menace environnementale. D'autres auteurs proposent deux types d'équations pour séparer les déchets rapidement dégradables $C_{68,5}H_{110,5}O_{50,1}N$ (fermentescibles, papiers cartons, fines) et de ceux qui se dégradent lentement ou difficilement $C_{19,5}H_{29}O_{9,2}N$ (textiles, CNC) (Tchobanoglous *et al.*, 1993)



II.1.2. Modèles cinétiques

Les modèles choisis pour simuler la production de gaz sont généralement constitués de deux parties : dans un premier temps, la production de gaz augmente linéairement puis décline lentement suivant une loi exponentielle.

La première étape de l'assimilation bactérienne est l'hydrolyse des substrats. Cette hydrolyse est souvent considérée comme l'étape réactionnelle limitante (Shin et Song, 1995 ; El-Fadel *et al.*, 1996). C'est une réaction de surface contrôlée par l'adsorption des enzymes sur les sites d'attaque. L'hydrolyse est donc à priori, fonction de la taille des particules (Sanders *et al.*, 1999).

La deuxième étape est la solubilisation des monomères produits. Les micro-organismes assimilent les substrats hydrolysés afin de synthétiser de nouveaux micro-organismes, des produits ou de l'énergie pour la maintenance. Chaque étape réactionnelle est caractérisée par une vitesse de réaction. La réaction la plus lente contrôle la cinétique globale du processus. Ces mécanismes sont exploités de plusieurs façons par des auteurs pour l'élaboration de modèles mathématiques.

En aérobiose, il y a consommation d'oxygène et production de dioxyde de carbone. En anaérobiose, il y a production successives ou concomitantes de dioxyde de carbone et méthane.

II.1.2.1. Modèle cinétiques d'ordre 1 (Hoeks, 1983)

Soit Q la quantité de biogaz produite par an

$Q = \sum Q_j$ où Q_j est la quantité de biogaz pendant le mois j

$Q_j = \sum M_i q_i$ où M_i est la masse des ordures de classe i et q_i le coefficient de dégradation,

avec $q_i = p_i \times r_i$, où p_i est le coefficient stœchiométriques, r_i la vitesse de dégradation de

classe i . On a : $r_i = K_i \times C_i$, où K_i est la constante cinétique $K_i = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$, et $t_{1/2}$, le temps de

demi réaction, C_i la concentration de la matière organique biodégradable de classe i par unité

de masse de déchets, $C_i = C_i^0 \times [1 - \exp(-K_i t)]$. Ce qui permet d'écrire :

$$Q = \sum \sum M_i p_i C_i^0 K_i [1 - \exp(-K_i t)]$$

Sachant que la fermentation dans le bioréacteur est changeante, irrégulière, et compte tenu de l'hétérogénéité des déchets et des différents facteurs du milieu, Meraz (2004) propose :

$$Q_{CH_4} = Lo \sum_j \sum_i M_{ij} C_{ij} K_i (t_j)^{d_s/2} \exp(-K_i t_j)$$

Avec Lo : potentiel de production de méthane d'ordure en m^3 /tonne, d_s : dimension de la fraction solide ; K_i : constance cinétique de réaction pour les déchets de catégories j (an^{-1}) ; t_j : durée du stockage (année) ; C_{ij}° (Kg /tonne) : concentration initiale ; M_{ij} (Kg) : masse de la catégorie de déchets i à l'année j .

L'hypothèse pour cette équation est que la cinétique de production est limitée par la diffusion du substrat hydrolysé vers une phase où la méthanogenèse se produit.

Les fermentescibles sont séparés en différentes catégories selon leur vitesse de dégradation.

Cette dernière équation s'appuie sur le modèle FODM (1990) qui stipule que la production de méthane est $Q_{CH_4} = LoM[\exp(-k_a c) - \exp(-k_a b)]$

Avec M la masse de déchets en tonne/an, k_a est un paramètre empirique de production de méthane (an^{-1}), c le temps (année) écoulé depuis la fermeture de la décharge ($c=0$ pour une décharge en activité), b le temps (année) qui s'est écoulé depuis la mise en place des déchets.

Tableau 25 : Classification des déchets pour la biodégradation.

| Classe 1 | Classe 2 | Classe 3 | Inertes |
|--|---------------------------|---------------------------|---|
| Matières putrescibles Déchets verts Fruits et légumes Matières animales | Boues Graisses | Papiers Carton Bois | Encombrants Cendres et pneus Verre et plastiques Mâchefers |
| $t_{1/2} = 1$ an | $t_{1/2} = 5$ ans | $t_{1/2} = 10 - 15$ ans | |
| $Lo = 500$ m^3 /tonne | $Lo = 400$ m^3 /tonne | $Lo = 350$ m^3 /tonne | |
| $K_i = 0,69 \pm 0,23$ /an | $K_i = 0,14 \pm 0,23$ /an | $K_i = 0,05 \pm 0,23$ /an | |

Les valeurs de K_i sont celles données par Manley *et al.*, (1989), celle de $t_{1/2}$ par Meraz *et al.* (2004). La forte variabilité des constantes cinétiques est notable et semble être liée à certains facteurs comme la surface réactionnelle, la température, l'humidité, le pH, etc.

D'autres auteurs utilisent la cinétique d'ordre 1, mais avec d'autres approches. C'est le cas par exemple de Manna *et al.*, (1999) qui distinguent les différentes périodes d'exploitation et, en fonction des périodes, présentent trois zones dans le massif de déchets (zone d'inhibition, zone d'activité, zone argileuse). Le modèle proposé est fonction du carbone biodégradable, de la température, de la profondeur, de la densité de l'énergie d'activation etc. et des paramètres traditionnels comme la constance cinétique de vitesse, le temps, etc.

Selon Manna *et al.*, 1999 le carbone biodégradable pouvant conduire à la production de biogaz est déterminé par la relation suivante : $\omega_i = [0,014 \times (T_w - 273,15) + 0,28] \omega_{it}$ où T_w est la température au sein du massif sachant que cette formule est vérifiée pour des températures allant de 324,6 à 353, 15 K et ω_{it} le carbone organique total. Le modèle proposé permet d'avoir une production corrélée avec les modèles traditionnels existants. Cependant plusieurs paramètres empiriques utilisés ne sont pas facilement accessibles. Le tableau suivant en présente quelques uns.

Tableau 26 : Paramètres de base du modèle cinétique proposé par Manna *et al.*, 1999

| Catégorie | ω_{it} (Kg/Kg de déchets) | K_i (constante cinétique à T=308K) an ⁻¹ |
|-----------------------|----------------------------------|---|
| Matière organique | 0,06558 | 0,693 |
| Déchets verts | 0,00771 | 0,231 |
| Papiers | 0,050196 | 0,0577 |
| Bois | 0,003196 | 0,03465 |
| Textiles et cuirs | 0,003875 | 0,0462 |
| Plastiques | - | |
| Métaux, verre, inerts | - | |

Ces constantes cinétiques sont proches des valeurs proposées par Manley *et al.*, (1999), utilisées par Meraz *et al.*, (2004) et apportent plus d'information. Cependant les auteurs ne présentent pas réellement leur mode de calcul.

Parmi les différentes variables qui influent la fermentation, la teneur en eau libre semble être la variable thermodynamique la plus importante :

La teneur en eau libre est :

- l'eau retenue dans les capillarités des ordures
- l'eau retenue dans les couches intermédiaires et la couverture
- l'eau en transit dans la décharge par la percolation ou sous des gradients évaporatoires ascendant d'écoulement.

On note dans la bibliographie que la teneur en eau libre favorise le transfert de masse, et le tassement mineur (densité < 0,8 T/m³). Elle favorise également la production de biogaz en augmentant les forces capillaires du système. Mais un tassement élevé (densité > 0,8 T/m³) n'est pas recommandé pour la production de biogaz parce qu'il réduit la teneur en eau en détruisant l'espace poreux du stockage (Rosa-Lama *et al.*, 2003). Dans les CET modernes, le compactage est beaucoup plus fort, dans le but de réduire la production de lixiviat, ce qui réduit la teneur en eau. Et il est possible de distinguer des régions humides et sèches au sein d'un même massif de déchets soit dans la direction horizontale soit dans la direction verticale. Cependant, l'eau n'est pas le seul milieu de transfert de masse, la diffusion en phase solide serait plus lente et pourrait être un facteur limitant pour la production de biogaz.

II.1.2.2. Landfill Odor Characterization Model (Thomas J *et al.*, 1992)

La première étape du LOCM, correspond à une exponentielle croissante, donc de production de biogaz et la deuxième étape à une diminution exponentielle. L'hypothèse de base ici est que la production de biogaz doit suivre un modèle cinétique de premier ordre. Les constituants organiques des déchets sont classés en trois catégories :

- une fraction rapidement décomposable : aliments ;
- une fraction moyennement décomposable : papier, carton ;
- une fraction lentement décomposable : caoutchouc, cuir, bois.

$$t_x < t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_1 G_o N_x \exp[-K_1(t_{1/2} - t_x)]$$

$$t_x > t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_2 G_o N_x \exp[-K_2(t_x - t_{1/2})]$$

Avec $G_o = 1,868C_{org}[0,014(T - 273) + 0,28]$ m³/ tonne

G_o : potentiel théorique de production.

K_1 : constante cinétique de première étape (1/ an) = ln(50 / t_{1/2})

K_2 : constance cinétique de deuxième étape (1/ an) = ln(50/ (t_{99/100} - t_{1/2}))

Tableau 27 : Paramètres caractéristiques moyens des déchets

| Fraction 1 | Fraction 2 | Fraction 2 |
|-------------------------------|-----------------------|-------------|
| $t_{1/2} = 1\text{an}$ | 2 ans | 20 ans |
| $t_{99/100} = 3,5\text{ ans}$ | 6 ans | 60 ans |
| | | |
| Déchets | Capacité de rétention | Corg Kg / T |
| OM | 30 | 230 |
| DIB | 12 | 20 |
| Verts | 20 | 250 |

II.1.2.3. First Order Decay Model (FODM) (EPA, 1993)

$$P = 2 \times Lo \times M [\exp(+kt_f) - \exp(-kto)]$$

P : production de biogaz (m³/ an) ; Lo : potentiel spécifique (m³ / kg) ; M : masse mensuelle moyenne (kg) ; k décadence : (1/ an) ; to : le temps depuis l'ouverture ; tf : le temps depuis la fermeture.

Tableau 28 : Valeurs moyennes des différentes variables du modèle FODM

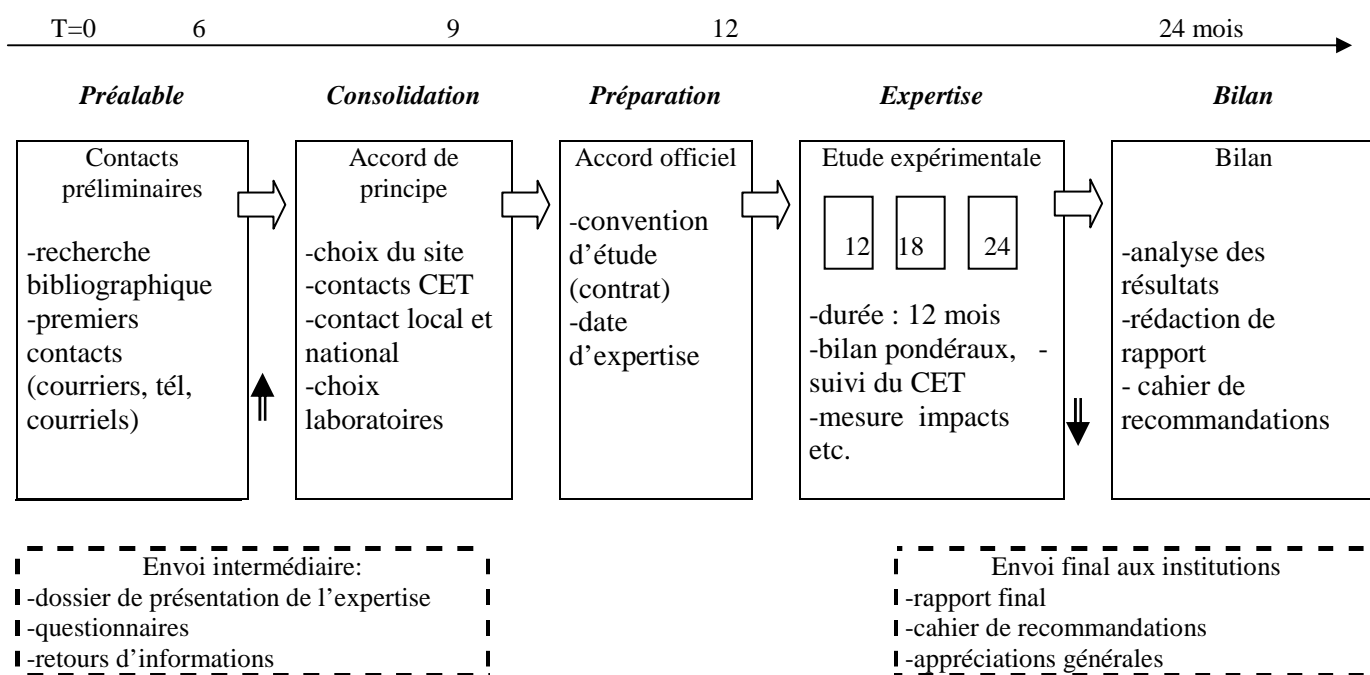
| Variables | Climat humide | Climat semi-aride | Climat sec |
|-----------|---------------|-------------------|------------|
| Lo | 0,14 – 0,18 | 0,14 – 0,18 | 0,14 - 18 |
| k | 0,1 – 0,35 | 0,05 – 0,15 | 0,02 – 0,1 |

Partie II : Méthodes et moyens analytiques

Chapitre 1 :

Mise en place du protocole expérimental d'expertise et description des sites d'étude

L'organisation de l'expertise d'un site d'enfouissement dans les PED nécessite des étapes préalables à sa réalisation technique et une étape supplémentaire à la fin de l'étude. Le chronogramme suivant détaille chaque étape.



I. Organisation et calendrier d'exécution

I.1. Phase préalable

La phase préalable s'est surtout appuyée sur les résultats bibliographiques, pour évaluer l'ampleur du problème posé par l'enfouissement des déchets dans les PED, définir les paramètres dans leur globalité et faire le point concernant les acteurs de la gestion de déchets dans ces pays. L'étude bibliographique a permis aussi d'élaborer une base de données autour de dix points : 1) généralités sur les paramètres, 2) problèmes généraux et récurrents dans les PED, 3) nature des déchets et influence du climat, 4) conception des centres, 5) exploitation, 6) législation dans les PED, 7) impacts sur l'environnement, 8) modèles de bilan hydrique, 9) traitement des effluents liquides et gazeux 10) financement des centres. Ces paramètres sont répertoriés suivant les sources (noms d'auteurs, organismes, année de publication, titre de l'article, spécificité des thèmes abordés, référence de l'ouvrage, pays ou régions concernés). Ces documents sont classés par niveau d'intérêt : A (très intéressant), B (intéressant) et C (pas intéressant) et par niveau recherche fondamentale ou cas d'expérience.

La deuxième étape a été consacrée à l'élaboration d'un répertoire des acteurs concernés. Il s'agit des organismes et institutions internationales, des laboratoires travaillant dans le domaine et ministères concernés par pays. Ce répertoire a permis d'établir les liens surtout entre les institutions internationales et leur compétence sur divers champs d'exercice, mais aussi de réunir des laboratoires et autres acteurs travaillant sur les mêmes thématiques.

La troisième étape a permis d'élaborer un questionnaire général ciblant plusieurs axes afin d'établir la carte d'identité des sites. Le tableau 28 résume les principaux axes abordés. Le questionnaire est élaboré de façon à simplifier la démarche à entreprendre et vise à couvrir la plus grande partie des situations possibles. Aussi certaines décharges pourront n'être concernées que par certains des thèmes abordés. Cette étape est primordiale pour le choix du site.

Cependant l'ensemble des sites choisis devront être représentatifs des conditions géo – climatiques, qui se traduisent par des caractéristiques particulières, par exemple la composition des déchets et leur humidité, l'apport de la pluviométrie, l'influence de l'évapotranspiration.

Tableau 29 : Les différents axes abordés dans les questionnaires

| | |
|--|---|
| <p>1. Données générales</p> <ul style="list-style-type: none"> • Commune / Département • Désignation usuelle du site • Adresse • Historique et choix • Situation administrative • Carte topographique pour localisation • Superficie approximative • Propriétaire / exploitant identifiés • Typologie du site / Utilisation actuelle <p>2. Description du site</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schéma d'implantation et conception • Bâtiments • Structures / Ouvrages • Modes de stockage et exploitation • Rejets liquides • Rejets atmosphériques • Autres caractéristiques du site • Existence de réglementation <p>3. Milieux sensibles</p> <ul style="list-style-type: none"> • Air : - Existence de sources d'émissions - Existence de produits volatils, • Eaux superficielles : - Distance site / cours d'eau - Débits du cours d'eau - Utilisation du cours d'eau - Existences de rejets directs du site - Signes de ruissellement superficiel - Site en zone inondable • Eaux souterraines : - Existence d'une nappe sous le site | <p>Suite. Milieux sensibles</p> <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation sensible de la nappe - Nature de l'aquifère - Profondeur de la nappe - Distance du captage le plus proche - Circulations préférentielles vers la nappe - Nature du recouvrement de la nappe • Sol : - Usage envisagé du site - Indices de pollution du sol • Pollutions / Accidents constatés : - Typologie - Equipement concerné - Origine principale - Manifestations principales - Milieux atteints - Mesures d'urgences prises • Plaintes des riverains : - Milieux concernés <p>4. Occupation du site :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Conditions d'accès au site • Populations présentes sur site • Typologie des populations <p>5. Environnement du site :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type d'environnement <p>6. Remarques générales :</p> <p>7. Documents concernant le site :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Documents consultés pour la visite <p>8. Personnes ressources :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Personnes consultées pour la visite • Personnes à rencontrer. |
|--|---|

Il a été possible de déterminer à partir de la bibliographie les paramètres à prendre en compte, d'élaborer une grille d'évaluation faisant ressortir la spécificité locale (niveau de vie, compétence technique, dysfonctionnement, volonté politique) en vue de la validation du protocole expérimental et de mettre en place le suivi.

La dernière étape est l'élaboration du protocole d'expertise expérimental. Plusieurs réunions ont permis de faire le point sur la base des résultats bibliographiques, puis de mettre en place une équipe d'experts qui a fonctionné en réseau pendant plusieurs mois pour, dans un premier temps, approfondir les données de la bibliographie et, dans un second temps, rédiger

le protocole expérimental. Ce protocole propose dans un cadre rigoureux mais adapté au contexte des PED, de choisir un ensemble de paramètres pour mieux appréhender les déchets et leur comportement hydraulique, biologique et mécanique, bases de compréhension du système dynamique représenté par une décharge. Le protocole général présente un champ étendu en terme de problématiques abordées mais reste modéré en termes de moyens à mettre en œuvre dans une optique de maîtrise de coût d'expertise. Ce protocole expérimental présente 21 paramètres et rubriques à prendre en compte et qui font chacun, l'objet de fiches techniques qui présentent les méthodes de suivi de ces éléments. Les 21 paramètres visent à caractériser : les déchets entrants (nature et flux), les déchets stockés et leur comportement mécanique, hydraulique et biologique, l'environnement extérieur, les caractéristiques de l'exploitation.

Pour faire face à la diversité des contextes potentiellement concernés (ensemble des PED) ou des potentiels logistiques à mobiliser, le protocole est adaptable, ce qui peut se traduire par la proposition de variantes et / ou une souplesse en terme de niveau d'analyse des paramètres. Un niveau minimum de contenu est toutefois fixé. Ainsi, il est nécessaire de définir précisément le contenu de l'expertise en fonction des objectifs qui seront à préciser dès la phase de consolidation. La définition des objectifs est obligatoire lors de la mission préparatoire et de la phase de la signature de l'accord définitif.

La durée de cette phase varie selon les pays, les contacts formels et surtout informels. L'essentiel est de pouvoir déboucher sur la phase de consolidation.

I.2. Phase de consolidation

L'accord de principe s'est traduit par les échanges et le retour du questionnaire, pas toujours dans leur intégralité, après par l'intérêt éprouvé des acteurs (exploitant, maître d'ouvrages, les pouvoirs locaux et ministères concernés) pour une collaboration. Cette phase a permis de confirmer et de lancer la mise en place du programme d'expertise. Enfin, un accord de principe, relatif notamment aux moyens financiers et de mise à disposition de personnels, selon les cas et l'intérêt porté sur la convention de partenariat ont permis de s'assurer de l'accroche institutionnelle.

I.3. Mission préparatoire

Cette phase a réuni les acteurs du programme ADEME, bénéficiaires, institutions locales, experts sur les sites concernés. Ces rencontres ont permis de signer les conventions de partenariat et de définir les objectifs et orientations à donner à l'expertise, les choix techniques et organisationnels. Au terme de cette mission un mémorandum est rédigé, présentant la situation des contacts, le bilan de la situation des déchets et du traitement en décharge dans le pays et la ville, les conditions de l'intervention sur place et le bilan des données obtenues à partir des questionnaires et les documents du site. Enfin il a été procédé à l'évaluation des matériels et analyses pouvant servir à la réalisation des objectifs définis et ceux disponibles sur place.

Deux missions préparatoires ont été effectuées au Burkina Faso, à Ouagadougou et en Algérie, à Alger avant la mise en place du programme d'expertise.

I.4. Mission d'expertise

L'expertise des sites repose sur une période de référence d'un an, selon les paramètres très variables. La mise en place des expertises demande un long travail d'identification, de contacts et de préparation. Cette phase a nécessité une mission d'implantation, de formation du personnel et de mise en place des dispositifs expérimentaux, puis une mission de suivi régulier des paramètres d'expertise et devra se terminer par une mission de synthèse. Les premières ont permis de valider le protocole expérimental avec quelques corrections. Une mission d'expertise a été effectuée sur le site de Polesgo (Burkina Faso), une sur le site de Saaba (Burkina Faso) et deux missions d'expertise sur le site d'Ouled Fayet (Algérie).

II. Analyse des cahiers de charges

Plusieurs cahiers de charge ont été analysés pour comprendre la conception et le fonctionnement des sites des PED. Cette étude sépare les cahiers de charge de conception des cahiers de charges de fonctionnement. Une grille d'évaluation a été élaborée pour analyser les différents paramètres pris en compte. Elle est basée sur la lisibilité des cahiers de charges le niveau technique et les moyens disponibles pour la réalisation des objectifs fixés.

Tableau 30 : Grille d'analyse des cahiers de charges

| Conception | | | Exploitation | | |
|-------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|--|---------------------------------|
| Casiers | Plan de conception | | Nature des déchets | Caractérisation | |
| | Disposition des casiers ou cellules | | | densité | |
| | Dimension des casiers ou cellules | | Flux | Présence de pont bascule (oui/non) | |
| Etanchéité | Etanchéité de fond | Nature | Type d'enfouissement | Modèle | |
| | | Compactage / Terrassement | | Compacté (oui/non) | |
| | Sécurité active | perméabilité | | Broyé (oui/non) | |
| | | Nature | | Couche de recouvrement | |
| | | Dimension | | Gestion du personnel | Nombre de personnes sur le site |
| | | Résistance | | | Heure de travail |
| Perméabilité | | | | | |
| | Protection | | | | |
| Réseau de drainage | Type de réseau | | Suivi d'exploitation | Contrôles | |
| | Ecoulement | | | Evaluation des rejets | |
| | Couche drainante | Couche filtrante | | Paramètres de suivi | |
| | | Couche de drainage | | Mesures de paramètres | |
| | | Drains de captage | | Fréquences des mesures et analyses | |
| | Eléments spécifiques | Epaisseur de la couche drainante | | Mode d'exploitation des résultats du suivi | |
| | | Pente | | Responsable du suivi | |
| | | Charge hydraulique | | Contre expertise | |
| Débit | | Moyens mis à disposition | | | |
| Transmissivité hydraulique | | | Adéquation avec Les exigences | | |
| Puits de captage biogaz | Réseau de collecte | | Gestion du lixiviat | Débit | |
| | Diamètre du puits | | | Traitement | |
| | Distance entre les puits | | | | |
| | Matériaux | | | | |
| | Protection | | | | |
| Conduites | Nature des matériaux | | Gestion du biogaz | Débit | |
| | Dimension | | | Récupération | |
| | Géométrie | | | Valorisation | |
| | Perforation | Grosseurs des trous | | Mesures d'atténuation des impacts | Eaux de surface et souterraines |
| Nombre de trous par m | | Sols | | | |
| Digues | Nature | | | | Faunes |
| | Hauteur | | | | Flore |
| | Essai d'identification | | | Air/ Atmosphère | |
| | Essai proctor | | | Santé des riverains | |
| | Géométrie des digues | | | | |
| Calendrier d'avancement des travaux | | | Lisibilité du cahier de charges | | |
| Mesures préventives | | | Observation | | |

III. Description des sites d'étude

III.1. Site de Polesgo au Burkina Faso

Le CET de Polesgo, est situé au nord de la capitale Ouagadougou à 50 Km du centre ville Il recevra 5 700 000 m³ d'ordures ménagères, 278 000 m³ de déchets industriels spéciaux (DIS) provenant de la ville de Ouagadougou et 163 00 m³ de DIS de Bobo Dioulasso.

L'enfouissement des déchets sera réalisé par épandage de déchets par couches successives d'épaisseur 3 m et de sols de recouvrement de 0,15 m d'épaisseur. Les déchets seront recouverts d'une couche de matériau de recouvrement avant la fin de la journée de travail en saisons des pluies et une fois par semaine en saison sèche. Six cellules d'environ 100 ha de superficie chacune est prévue pour le stockage des ordures ménagères.

L'exploitation se fera par phases. La durée de la première phase sera de 3 ans. Cette durée devrait permettre deux ans d'expérimentation, pour ajuster les projections envisagées.

La capacité des cellules est déterminée à partir de la quantité cumulative des déchets à enfouir dans le temps (20 ans) et la durée de la première phase. La capacité à enfouir pendant la première phase serait de 402 660 tonnes. Cette quantité de déchets comprendra : les ordures ménagères, les déchets banals des industries et commerces. A signaler que la quantité de déchets dirigée vers l'aire de compostage et celle de déchets récupérés à partir des matières recyclables seront soustraites. Cependant on y ajoutera les résidus des activités de compostage qui seront retournés à la cellule d'enfouissement.

Outre les ordures ménagères le CET de POLESGO reçoit sur le même site mais dans d'autres cellules, des déchets industriels spéciaux (DIS) et biomédicaux de Ouagadougou et de Bobo Dioulasso, ce qui offre des conditions très variées et permet d'élargir le champ de l'étude.

La barrière imperméable est recouverte d'une couche de sable drainant permettant le captage et l'évacuation du lixiviat vers un réseau de drainage, les drains perforés étant placés au-dessus de la barrière étanche. Compte tenu de la disponibilité des matériaux en place, de l'étude hydrogéologique réalisée, la construction d'une barrière imperméable d'argile a été proposée. Une conductibilité hydraulique de 10⁻⁶ cm/s est proposée après des essais de perméabilité.

On distingue du bas vers le haut pour les cellules (6 cellules) des déchets ménagers :

- 600 mm d'épaisseur d'argile compactée à 10^{-6} cm/s (la couche d'argile est mise en place en couches successives de 150 mm jusqu'à l'obtention d'une épaisseur totale de 600 mm)
- un géotextile afin d'éviter le transport des particules fines pouvant éventuellement colmater le réseau de drains.
- 500 mm d'une couche de sable drainant permettant le drainage et l'évacuation du lixiviat.

Remarque : Pour favoriser l'écoulement du lixiviat vers les drains de collecte, la pente minimale de la couche d'argile est fixée à 5 %.

Pour ce qui concerne les cellules (4 cellules), des DIS et biomédicaux on distingue du bas vers le haut :

- 600 mm d'épaisseur d'argile compactée à 10^{-6} cm/s
- une géomembrane PEHD d'épaisseur 1 mm
- 300 mm de couche de sable drainant, servant de couche de détection de fuites
- une géomembrane PEHD de 1,5 mm d'épaisseur
- un géotextile de protection
- 500 mm de couche de sable drainant
- une couche de protection additionnelle de 400 mm afin de limiter les contraintes engendrées par les véhicules.

Concernant les bassins (2 par catégories) de lixiviat des OM et des DIS-biomédicaux :

- 600 mm d'argile compacté à 10^{-6} cm/s
- une géomembrane PEHD d'épaisseur 1 mm
- un géogrille d'épaisseur 4 à 5 mm
- une géomembrane PEHD d'épaisseur 1 mm

III.2. Site de Saaba au Burkina Faso

III.2.1. Présentation du site de Saaba

Le site est situé au sud de Saaba, à 15 Km au Sud est de Ouagadougou dans le département de Kadiogo. La population de Saaba est estimée à 7 000 habitants et celle du département à 35 000 habitants en 2000.

Le site de Saaba a été mis en place en 2002 et choisi par le Centre Wallon de Biologie Industrielle (CWBI), comme centre pilote d'enfouissement de déchets solides. Ce site doit

servir de lieu d'expertise dans le domaine de la gestion des déchets solides et des décharges d'ordures ménagères dans les zones à climat sec (tropical à longue saison sèche et sahélien).

La reconnaissance géotechnique du site a consisté en l'exécution de puits à ciel ouvert afin de visualiser les différents faciès et de prélever des échantillons aux fins d'essais en laboratoire. Trois puits à ciel ouvert ont été réalisés par sondage. Les coupes géotechniques observées sont essentiellement de l'argile latéritique

Les faciès supérieurs sont graveleux tandis que les couches inférieures sont fines et argileuses. Les couches inférieures peuvent être classées parmi les argiles plastiques. La perméabilité est estimée à : 10^{-5} à 10^{-8} m/s.

Le site présente deux casiers séparés par un bassin de récupération du lixiviat, l'étude a porté sur le premier casier de 3 000 m³ d'une superficie d'environ 600 m² en fin d'exploitation depuis juin 2003. Ce premier casier est recouvert par la terre d'excavation. Le deuxième casier (8 000 m³) est en cours de remplissage. L'association ADV (Association Défi Victoire) de Saaba se charge de la collecte et de l'acheminement des déchets à la décharge. Le schéma du site est présenté en annexe 6.

III.2.2. Nature des déchets stockés :

Les déchets produits dans la localité sont de type rural, provenant du village de Saaba, donc comportant une forte proportion de matière organique estimée à 60 – 80 % en volume. Dans la première phase de l'enfouissement une grande quantité a été compostée pour réduire la proportion de déchets organiques stockés. Dans la deuxième phase de l'enfouissement les déchets stockés sont ceux provenant de la ville de Ouagadougou. On s'est donc intéressé à la caractérisation des déchets de la ville, effectuée par le Laboratoire de Physique Chimie de l'Environnement (LPCE) de l'université de Ouagadougou.

Les différentes catégories de déchets rencontrés dans les ordures ménagères de la ville de Ouagadougou ont été caractérisées en saison sèche et en saison des pluies et selon le niveau de vie des populations. Les résultats ont montré une forte proportion de déchets fermentescibles. Les tableaux 31 et 32 présentent les résultats obtenus par l'équipe.

Tableau 31 : Répartition granulométrique pour les deux saisons (Tezanou et al 2002)

| Granulométrie | Saison sèche (%) | Saison des pluies (%) |
|-----------------------------|------------------|-----------------------|
| Gros ($d > 100$ mm) | 9 | 15 |
| Moyens ($20 < d < 100$ mm) | 17 | 14 |
| Fines ($d < 20$ mm) | 74 | 71 |

Tableau 32 : Composition des déchets de Ouagadougou (Tezanou et al 2002)

| Catégorie | Saison sèche (%) | Saison des pluies (%) |
|----------------------------|------------------|-----------------------|
| Fermentescibles | 39 | 43 |
| Papiers | 5 | 2 |
| Cartons | 4 | 9 |
| Textiles | 5 | 9 |
| Textiles sanitaires | 2 | 0 |
| Plastiques | 10 | 12 |
| Métaux | 4 | 5 |
| Verres | 3 | 1 |
| Déchets spéciaux | 2 | 0 |
| Combustibles non classés | 5 | 3 |
| Incombustibles non classés | 17 | 14 |
| composites | 4 | 2 |

Ces études ont été effectuées pour plusieurs standings et regroupent les résultats de tri granulométrique de deux campagnes de caractérisation. Les proportions de fines sont les mêmes pour les différents standings et dans le bilan global quelles que soient les saisons. En saison sèche, les proportions des moyens sont pratiquement le double de celles des gros dans tous les standings ainsi que pour le bilan global. Cette tendance n'est pas observée en saison des pluies en bas et moyen standing. Les moyens restent relativement stables en saison des pluies en bas et moyen standing et baissent dans le haut standing. La proportion des gros augmente en saison des pluies et notamment dans le haut standing. Le bilan sur l'ensemble montre une augmentation des gros en saison des pluies et une stabilité des moyens et des fines pendant les deux saisons.

III.3. Site de Ouled Fayet en Algérie

III.3.1 Présentation du CET d'Ouled Fayet

Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) d'Ouled Fayet est situé à 15 Km d'Alger, capitale de l'Algérie et à 3 Km de la localité d'Ouled Fayet entre la nationale 26 et la route N° 142. La région bénéficie d'un climat local de type méditerranéen semi – humide. Les précipitations moyennes annuelles se situent entre 700 mm et 800 mm, les plus fortes s'étendent du mois d'octobre au mois de février et presque inexistante en juin, juillet et août. Les températures se situent entre les valeurs extrêmes de -2 à 45 °C, pouvant atteindre 60 °C au soleil. Les vents dominants sont de direction sud – ouest en automne et en hiver, et peuvent atteindre plus de 40 Km/h. Au printemps et en été, ils ont la même direction mais quelque fois orientée nord – est. Le schéma du site d'Ouled Fayet est présenté en annexe 6'.

III.3.2 Contexte

La mise en exploitation du CET d'Ouled Fayet a été précédée par des travaux d'aménagement général. Ces travaux sont la conclusion des propositions visant à accélérer l'aménagement de la décharge qui était depuis son ouverture en 1988, un site de déversement sauvage des déchets solides provenant des communes limitrophes. Cette décharge a été réhabilitée en 1999 par la Wilaya d'Alger et ouverte comme centre d'enfouissement technique en 2001. Les travaux de réhabilitation ont porté notamment sur :

- l'imperméabilisation du fond des casiers de la décharge ;
- la mise en place de points de contrôle des eaux superficielles ;
- la mise en place d'une buse de Ø 1800, pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant amont. Cette buse est posée dans l'axe longitudinal de l'oued intermittent, traversant le site de la décharge au nord des casiers 1 et 2 ;
- la mise en place de drainage composé de graviers concassés Ø 8/40 (dimensions : 0,6*0,8*0,8). Les eaux sont collectées dans une buse de Ø 400 ensuite acheminés vers le bassin.

La géomembrane adoptée par le maître d'ouvrage est en PEHD d'une épaisseur de 1,5 mm. Ce type de géomembrane est conditionné sous forme de rouleau de 130 m de longueur et une surface de 975 m². Ses caractéristiques sont :

- Résistance à la rupture : 30 N /mm²
- Résistance à la déchirure : 215 N
- Comportement dans l'eau – perte - : < 0,1%

A noter que le réseau de drainage des deux premiers casiers et une partie du casier 3 est constitué de tuyau en PVC. Les casiers 1 et 2 sont déjà fermés depuis juin 2004, le casier 3 est en cours d'exploitation. L'expertise a porté sur le casier 3.

Chapitre 2 :

Matériels et méthodes analytiques

Ce chapitre présente une synthèse de la partie analytique du protocole expérimental et les méthodes utilisées. Les normes applicables sont variables et les conditions locales offrent des situations différentes d'un pays à un autre. Toutefois plusieurs techniques sont utilisées pour la détermination des paramètres et des essais comparatifs permettront de valider certaines méthodes au détriment d'autres. La répétitivité et le suivi des paramètres apporteront aussi des informations sur leur pertinence et la simplicité de leur mesure. L'un des défis est de trouver des paramètres simples mesurables à la portée des personnels techniques locaux ou des laboratoires d'analyse mais capables de renseigner rapidement et à moindre coût sur les principaux aspects de l'expertise.

I. Echantillonnage des déchets solides

I.1. Echantillonnage pour la caractérisation physique

Le lot est considéré comme un ensemble prédéfini de déchets à caractériser, dans le cas de cette étude la quantité de déchets contenue dans les camions et bennes tasseuses arrivant sur la décharge.

L'échantillon est la fraction du lot sur laquelle les observations peuvent être faites en vue de fournir des données suffisantes pertinentes sur l'ensemble du lot.

La caractérisation physique (granulométrie et composition) et la mesure de la densité sont réalisées directement sur le site dans les casiers en exploitation, sur les déchets qui sont stockés.

Cas des déchets entrants

La méthode MODECOM recommande une prise d'échantillon de 500Kg après quartage afin de limiter les erreurs de mesure (Ademe , 1993 ; Tezanou *et al.*, 2001).

Dans ce cas l'échantillon est constitué de 5Kg environ pris 20 fois, utilisé pour la mesure de la densité et des quantités d'environ 25 Kg prises sur 6 camions ou bennes tasseuses au hasard pour avoir un échantillon de 253 Kg pour le premier essai et 257 pour le deuxième essai de la première campagne. Pour le premier essai de la première campagne, 20 sceaux de 11 litres sont remplis de façon très aléatoire pour constituer un échantillon d'environ 100 Kg aux quels s'ajoutent les prises de 25Kg. L'échantillon du deuxième essai est constitué des lots d'environ 25 Kg pris sur 3 camions et 7 bennes tasseuses pour respecter la proportion de nombre de camions arrivant sur le site (30%) selon les informations données par l'exploitant. Les tris par taille et par catégorie sont effectués sur place sur les déchets bruts pour éviter toute éventuelle évolution.

Cas des déchets stockés

Les déchets ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle de diamètre $d = 6$ cm jusqu'à une profondeur de 2m, puis au-delà, à l'aide d'une tarière motorisée de type BT 300, marque Sdhil de diamètre = 10 cm.

Trois points i, j, k ont été choisis de façon plus ou moins arbitraire, du centre du casier vers le bassin prévu pour la récupération du lixiviat. Pour chaque point 5 niveaux de profondeur ont été pris : juste après la couverture (Niveau 0), 50 cm après (Niveau 0'), 1m (Niveau 1), 1 m 50 (Niveau 2), 2m (Niveau 3) et le niveau 4 à l'aide de la tarière motorisée. La profondeur du niveau 4 n'est pas déterminée avec précision. Les échantillons ont été

constitués à partir du niveau 1, le niveau 0 renfermant trop de sable et surtout de l'argile utilisée pour la couverture. Seules des mesures de densité et d'humidité ont été effectuées sur les échantillons de niveau 0.

Les masses moyennes de déchets prélevés sont comprises entre 150 et 160 Kg par point et par niveau. Certaines études recommandent 90 à 135 Kg (Brinton, 1972, Klee *et al.*, 1970, Aloueimine, 2006). D'autres études préconisent la sélection de 100 à 200 Kg de déchets après un quartage successif d'une masse entière prise de camions (Senes Consultants limited, 1999). A chaque point la tarière manuelle est utilisée pour prélever les échantillons de déchets, ce qui a permis par mesure de la masse de déchets, de déterminer directement la densité, après plusieurs essais (1 à 6). La masse de l'échantillon est comprise entre 150 et 160 Kg. Les déchets sont placés dans des sacs plastiques hermétiques pour éviter au maximum l'entrée d'air. L'échantillonnage est aléatoire parce que celui ci se justifie toujours statistiquement tandis qu'un échantillonnage stratifié nécessite un argumentaire sur la définition des strates et leur pertinence vis à vis des mesures à réaliser.

I.2. Echantillonnage pour la détermination de l'humidité

La masse à prélever pour la détermination de la teneur en humidité est un compromis entre les résultats de calculs théoriques, le temps de séchage, et les possibilités offertes par les étuves de séchage. Le tableau suivant présente les masses de prélèvement proposées dans la norme XP X 30 – 408.

Tableau 33 : Masses prélevées pour la détermination de l'humidité

| Catégorie | Masse (Kg) | | Masse modifiée (Kg) |
|----------------------------|------------|-----|---------------------|
| Déchets putrescibles | 10 | | 5 |
| Papiers | 4 | 10* | 5 |
| Cartons | 10 | | |
| Textiles | 4 | | 4 |
| Combustibles non classés | 4 | | 4 |
| Incombustibles non classés | 2 | | 2 |
| Éléments fins (10 - 30 mm) | 5 | | 4 |
| Éléments fins (0 – 10 mm) | 5 | | 4 |

A la suite de résultats du premier essai les masses d'échantillon ont été modifiées pour réduire le temps de séchage qui était d'environ 72 heures. La troisième colonne du tableau ci-dessus présente les masses du deuxième essai pour la détermination de l'humidité après environ 40 heures de séchage. Les résultats sont restés identiques.

I.3. Echantillonnage pour la détermination de la capacité de rétention d'eau

Le principe de la mesure repose sur la détermination de la capacité du déchet à emmagasiner au sein de sa structure l'eau avec laquelle il entre en contact. Ce test est inspiré de la procédure de l'ADEME et poursuivi pendant une durée de 20 jours au lieu de 28 conformément à la méthode utilisée en BTP pour la détermination de la capacité d'absorption d'eau dans les granulats légers.

En pratique, deux séries de tests sont effectuées, l'un dit dynamique signifiant que l'eau en contact avec un échantillon donné est renouvelée à des dates déterminées, l'autre dit statique consistant à laisser l'échantillon de déchet dans l'eau sans renouvellement jusqu'à la fin de la période. Le déchet est susceptible d'être partiellement solubilisé par la solution de la série statique qui devient ainsi de plus en plus concentrée. La comparaison des résultats des deux séries permet d'étudier l'effet de la concentration de la solution sur la dynamique d'absorption de l'eau par le déchet.

Tous les échantillons de déchet sont mis en contact avec dix fois leur masse d'eau pendant des périodes de temps variant de 1 heure à 20 jours. La détermination de la capacité d'absorption d'eau s'appuie sur la différence de masse des échantillons avant et après contact avec l'eau, en tenant compte de la perte de masse par solubilisation et par délitescence. Les opérations effectuées se résument comme suit :

- Pesée de l'échantillon (m_0) ;
- Mise en contact dans dix fois sa masse d'eau pendant t jours dans un récipient fermé pour éviter l'évaporation de l'eau ;
- Égouttage à t jours, pesée (m_t) et, pour l'échantillon évalué en dynamique uniquement, renouvellement de l'eau ;
- Filtration de l'eau recueillie, pesée du gâteau de filtration (G_t), détermination de la fraction solubilisée dans cette eau (FSt) déshydratation à 105 ± 2 °C et pesée du résidu sec.

La capacité de rétention en eau en pourcentage massique à l'issue d'une période de t jours est désignée par CR :

$$CR = \frac{mt - [mo(1 - FSt/100) - Gt]}{mo(1 - FSt/100) - Gt} \times 100$$

Pour la série dynamique, FS_{cumt} et G_{cumt} (valeurs cumulées) remplacent respectivement FSt et Gt dans la formule ci-dessus. La capacité de rétention en eau représente la quantité d'eau absorbée par la masse de déchet à l'issue de la période t , soit la masse de déchet initiale de laquelle sont soustraites les fractions solubilisées et délitées.

Plusieurs essais de laboratoire ont été effectués sur différents types de déchets (copeaux de bois, papier, carton etc.) sur des mélanges de bois – papier, papier - carton, carton - bois suivant différentes granulométries afin d'optimiser la méthode. Sur les déchets entrants, des masses de 5 Kg de déchets obtenus après quartage d'un échantillon d'environ 20 Kg constitués à partir de 5 bennes ont été choisies. Sur les déchets stockés, des échantillons d'1 Kg de fines ont été pris.

D'autres auteurs Tchobanoglous G. *et al.*, (1993) tiennent compte des différentes couches successives et proposent la formule suivante pour la capacité de rétention (capacité au champ ou Field Capacity):

$$FC = 0,6 - 0,55 \cdot \frac{W}{[10000 + W]} \quad \text{où } W \text{ est la masse du déchet de la couche supérieur et de la}$$

terre de recouvrement. Mais Orta de Velásquez *et al.*, (2003) proposent d'utiliser la formule de Sanchez (1991) en considérant la pression transmise par les déchets à différentes hauteurs :

$$FC = \frac{\left(\frac{H \cdot \rho \cdot V}{100}\right) + (S_i - D_i) \cdot d}{\left[PV \cdot V \cdot \left(1 - \frac{H}{100}\right)\right]} \quad \text{où } FC : \text{ est la capacité de rétention (ou Field Capacity, capacité}$$

au champ) exprimée en Kg/Kg de déchet sec, S_i : volume d'eau ajouté dans la colonne, D_i : volume total d'eau extrait de la colonne durant tout le processus, d : densité de l'eau en Kg/L, H : humidité relative au sein du massif, ρ : densité du déchet en Kg/L et V : volume en litre occupé par le déchet au sein de la colonne. La détermination de la surcharge appliquée est donnée par l'expression :

$$P = h \cdot \rho \cdot A_l \quad \text{où } P : \text{ pression ou la charge piston exercée sur la colonne en tonne, } h : \text{ hauteur des déchets au sein de la décharge, } \rho : \text{ densité en T/m}^3 \text{ et } A_l : \text{ surface de la colonne en m}^2.$$

II. Techniques analytiques sur déchets solides

II.1. Granulométrie et composition

La répartition granulométrique est un indicateur de l'état de dégradation des déchets. Peu d'études réalisées utilisent la répartition granulométrique comme caractéristique du déchet, cependant cette séparation par taille rend compte de l'évolution des déchets dans le massif. La fraction fine de taille inférieure ou égale à 20 mm (MODECOM 1993) est la plus étudiée notamment pour son caractère biodégradable. Le pourcentage de fines varie en fonction de l'état de dégradation des déchets et donc avec l'âge des déchets.

La séparation s'effectue à l'aide de tamis respectant des diamètres imposés. D'après MODECOM, repris dans la norme NF XP X30 – 411 (Février 1996), les fractions de taille importante correspondent aux gros supérieurs à 100 mm, et aux moyens compris entre 20 mm et 8 mm et les fines sont celles de taille inférieure à 8 mm. L'analyse des paramètres physiques s'effectue en général sur le déchet brut, donc humide. Certaines modifications ont cependant été apportées pour tenir compte des conditions locales.

Dans le cadre de cette étude les déchets entrants ont été tamisés sur des tamis de maille 100 mm, 30 mm et 10 mm (maille carrée) tandis que pour les déchets stockés, ont été utilisés des tamis de maille 100 mm, 20 mm et 8 mm. Dans les deux cas, les fractions fines < 30 mm et < 20 mm n'ont pas été triées en différentes catégories. Cette répartition granulométrique est réalisée juste après l'échantillonnage pour les déchets entrants et après 12 heures suivant l'échantillonnage pour les déchets stockés.

Tableau 34 : Tailles du tri

| Site | Ouagadougou | Alger |
|-----------------------|-----------------|-------------------------|
| | Centre de Saaba | CET Ouled Fayet |
| Dimension des tailles | | |
| Gros | > 100 mm | > 100 mm |
| Moyen | < 100 – 20 > | < 100 – 30 > |
| Fine | < 20 – 2 > | < 30 – 10 > |
| Extrafine | < 2 mm | < 10 mm (maille carrée) |

Le tri par catégorie est effectué au fur et à mesure de la séparation granulométrique.

Après chaque criblage les masses de l'échantillon retenues et non retenues sont pesées pour la détermination de pertes éventuelles d'échantillon au cours de l'opération. A noter que la séparation par taille est réalisée sur un déchet humide ce qui peut être une source d'erreurs, certains fragments de déchets très humides peuvent rester collés aux grilles des tamis et aux gants des opérateurs. Les fines sont les plus difficiles à séparer du fait de leur consistance terreuse et de la forte humidité.

La composition des trois fractions granulométriques est diverse. Toutefois les fines sont constituées en majorité d'éléments non reconnaissables, quelques morceaux de verre, plastiques et pierres sont visibles mais leur proportion apparaît moins importante dans les composés dégradés. La séparation par catégorie des fines est fastidieuse et incertaine et, de ce fait écartée.

La totalité des gros est ensuite triée en 9 catégories. On procédera ensuite au quartage du mélange moyen – fin. La fraction des moyens issue de cette opération est triée en 9 catégories. La figure suivante présente le principe du tri par taille.

II.2. Différentes catégories observées

Une classification à 10 constituants est adoptée au lieu des 13 recommandés par la norme XP X30 – 408 (Octobre 1996)

- 1- Déchets putrescibles, composés dégradés ou matières terreuses en général associées aux matières putrescibles pour un déchet frais
- 2- Papiers – cartons, il est souvent pénible de différencier les papiers des cartons dans un déchet en cours de dégradation
- 3- Textiles – textiles sanitaires qui regroupent pièces de tissu, vêtements etc.
- 4- Plastiques : sacs en plastique, bouteilles en plastique, polystyrène etc.
- 5- Combustibles Non Classés (CNC) : bois, cuir (chaussures), caoutchouc, poils, liège
- 6- Verres : provenant des bouteilles et verres à boire etc.
- 7- Métaux boîtes de conserve, ferraille
- 8- Incombustibles Non Classés (INC) : pierres, coquillages, matériaux de démolition
- 9- Déchets spéciaux
- 10- Fines ...

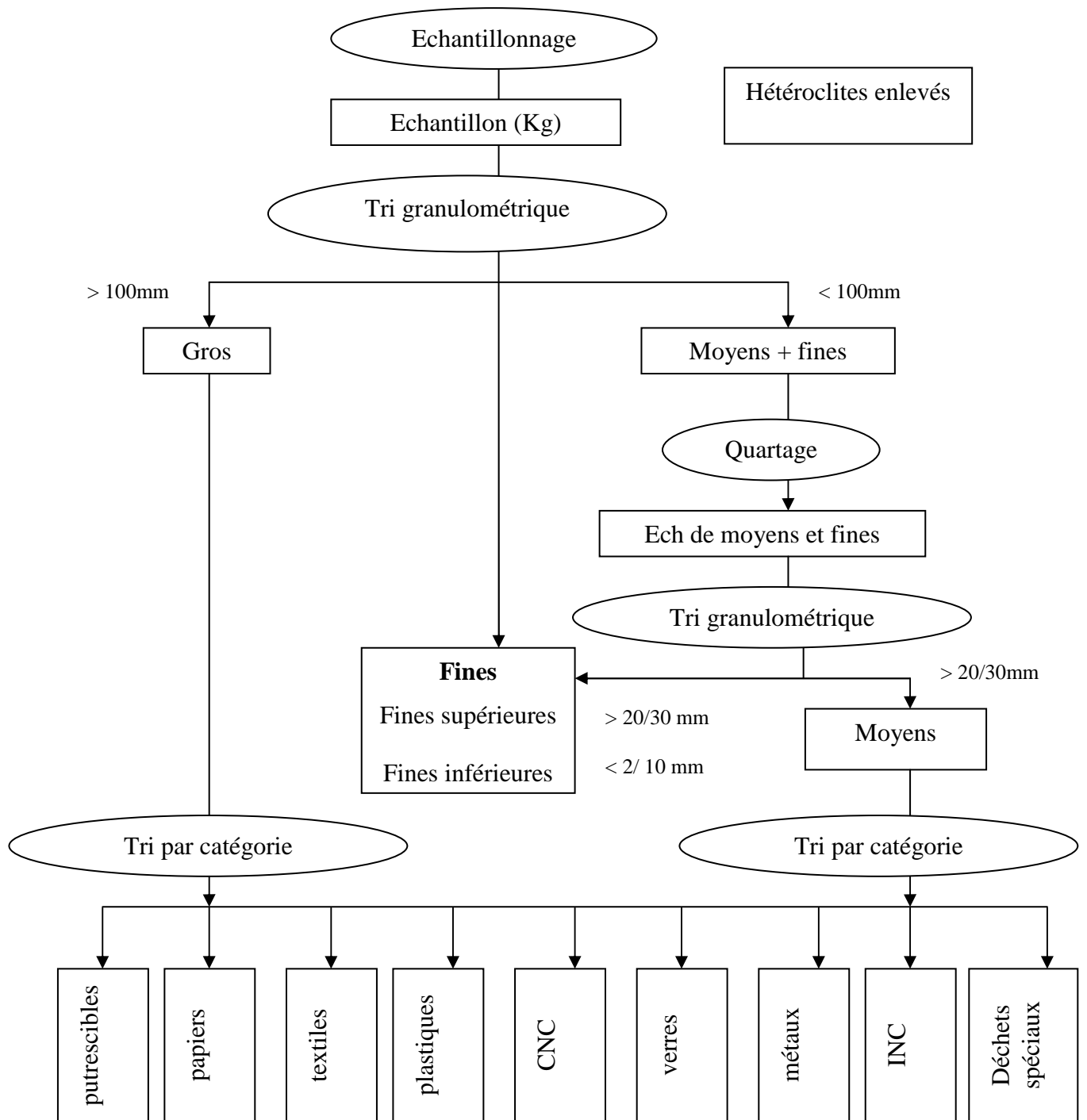


Figure 4 : Protocole de tri d'un échantillon de déchets (entrants et stockés)

II.3. Densité

Déchets stockés

La densité est estimée directement par pesée de la masse de déchets connaissant la profondeur de la carotte prélevée et le diamètre de la tarière. Plusieurs prises ont été effectuées, 4 à 6 selon les possibilités. La densité obtenue est la moyenne des n possibilités. Dans certains cas, des fouilles ont été effectuées par tractopelle, les dimensions des trous dans ces cas ont été déterminées par un multimètre laser d'une portée de 0,05m à 200 m de précision ± 2 mm de type 635nm, balayant une plage de température allant de -25°C à 70°C de marque Leica Disto A5 certifié ISO 9001.

La densité a été déterminée directement à partir des dimensions des carottes, des fouilles et par la pesée des masses obtenues.

Déchets entrants

Dans le cas des déchets entrants la densité est estimée par le remplissage de 10 seaux identiques de 11L et par pesée.

Dans les deux cas la densité s'exprime par : $d = \frac{M}{V}$ (Kg/L ou T/m³)

M : Masse de l'échantillon en Kg ou T et V : Volume de l'échantillon en L ou m³.

II.4. Humidité

L'humidité est déterminée sur chaque catégorie dans les gros et moyens et sur les fines à 105°C jusqu'à poids constant.

Humidité par catégorie : Des sacs en plastique nécessaires au conditionnement sont préparés pour le transport vers le lieu d'étuvage en les identifiant selon les références de l'échantillon. Les masses à sécher de chaque matériau trié dans la fraction des éléments gros et moyens sont pesées selon la norme XP X30 – 408 pour le premier essai (voir tableau N°) et modifiées pour le deuxième essai.

$$Hcg = \frac{Mcg - Mcgs}{Mcg} \times 100$$

Avec Hcg : humidité de la catégorie c dans les gros, Mcg : Masse humide de la catégorie C dans les gros et $Mcgs$: Masse de la catégorie c dans les gros après passage à l'étuve à 105°C .

Humidité par taille :

$$Hg = \frac{1}{100} \sum_c \frac{Mcg - Mcgs}{Mcg} \times \% C$$

Humidité globale de l'échantillon

$$H_{gl} = [H_g \times \%G + H_m \times \%M + H_f \times \%F] \times \frac{1}{100}$$

Avec $\%G, \%M$ et $\%F$ les proportions de gros, moyens et fines respectivement et H_g, H_m, H_f , les humidités respectives des gros, moyens et fines.

Détermination de l'humidité par méthode directe :

L'humidité a été déterminée directement sur des échantillons bruts de 10 Kg pris après quartage successif de 160 Kg de déchets reconstitués à partir des déchets entrants.

Certains auteurs recommandent de sécher les ordures ménagères à des températures plus basses. Das *et al.*, (2002), recommandent 75°C, Morvan, (2000) 80°C, Brewer et Sullivan, (2003, 85°C et Garcia, (2005), 105°C.

II.5. Mesure de la teneur en matière organique ou solide volatil

La méthode la plus répandue pour la détermination de la teneur en matière organique est la perte au feu, la calcination de la matière à 550°C (Kelly *et al.*, 2002 ; François, 2004 ; Charnay, 2005 ; Alouémine, 2006). Les temps de chauffage et les masses prélevées varient selon les auteurs.

Dans le cadre de cette étude, la mesure de la teneur en matière organique est effectuée sur les déchets fins pour les déchets stockés. Pour les déchets entrants, seules certaines catégories ont été analysées (fermentescibles des gros et moyens et fines). Une masse voisine de 25g est calcinée à 550°C pendant 2 heures au four (NF U 44 – 160). Les analyses sont doublées pour une bonne représentativité. La teneur en matière organique ou en solide volatil est obtenue par différence de pesée entre la masse du déchet sec (105°C) et la masse du déchet calciné.

$$\%MO = \frac{[M_s - M_c]}{M_s} \times 100$$

Avec $\%MO$: pourcentage de matière organique dans l'échantillon sec, M_s : Masse de l'échantillon après passage à l'étuve à 105°C et M_c : Masse de l'échantillon après calcination.

II.6. Teneur en carbone organique

Deux méthodes principales sont utilisées pour déterminer la teneur en carbone organique. Elles consistent à oxyder l'échantillon par voie sèche ou par voie humide.

La technique utilisée pour déterminer la teneur en carbone organique totale contenue dans les déchets est celle de Walkley et Black (1934). Le dosage consiste à oxyder le carbone de la matière organique contenu dans l'échantillon par un excès de bichromate de potassium (1N) en milieu acide (H₂SO₄). Le bichromate de potassium n'ayant pas réagi avec la matière organique est réduit par un excès de fer (II) (solution de sulfate double de fer ferreux et d'ammonium à 0,5 N) et dosé en retour par du bichromate de (1N). Les teneurs sont déduites en considérant que 77% du carbone organique total sont oxydés et que 1ml de bichromate correspond à 3 mg de carbone organique.

Le pourcentage de carbone organique mesuré dans les déchets peut être estimé à partir de la formule empirique suivante :

$$\%C_{org} = [X + (10 - Y)] \cdot 0,003 \cdot \frac{100}{77} \cdot \frac{100}{m}$$

m : Masse de déchet (g)

X : Volume de bichromate versé (mL)

Y : Volume de bichromate servant à titre le sel de mohr (mL)

Le protocole indique des prises d'essai faibles comprises entre 0,125 et 1 g de déchet de façon à ce que le bichromate utilisé soit réduit à moins de 75 %, ce qui correspond à un volume versé inférieur à 8 mL.

II.7. Teneur en métaux

Les principaux métaux lourds étudiés sont : Nickel, Cuivre, Cadmium, Plomb, Fer et Zinc. Les teneurs en métaux ont été déterminés exclusivement sur les fractions fines. Les échantillons sont minéralisés à chaud avec l'eau régale (1/3 HNO₃ + 2/3 HCl) selon la norme prEn 13657 de 2002 (en cours de validation). Compte tenu des interférences liées à la matière organique, 0,5 g d'échantillon a été dissous dans 30 mL d'eau régale. Les échantillons sont chauffés lentement mais de façon continue de la température du mélange à 100°C puis à 360°C pendant 3 heures. Le volume du minéralisât est ajusté à 50 mL avec de l'eau déminéralisée puis filtré à 0,45µm. Les concentrations en métaux sont mesurées par spectrométrie d'absorption atomique flamme.

III. Technique de mesures du lixiviat

III.1. Débit de lixiviat

Deux méthodes sont utilisées

Première méthode : Les mesures de débit sont effectuées plusieurs fois dans la journée et durant toute la durée de l'expertise en mesurant des volumes écoulés pendant un certain temps. Les volumes sont déterminés par des éprouvettes graduées ou par des récipients de capacités connues selon les moyens à disposition.

$Q = \frac{V}{t}$, avec Q : Débit de lixiviat en m³/s ou L/j, V : Volume recueilli en m³ ou Litre pendant le temps t en seconde ou jour.

Deuxième méthode : $Q = \frac{1}{n} \cdot A \cdot r_h^{2/3} \cdot S^{1/2}$

Et $r_h = \frac{A}{P_w}$, avec Q le débit que le tuyau peut laisser passer en m³/s, n le coefficient de rugosité de Manning (pour la conduite CPV, $n=0,009$ et pour une conduite de PEHD, $n=0,011$). Dans ce cas, il y a successivement du PEHD et du béton.

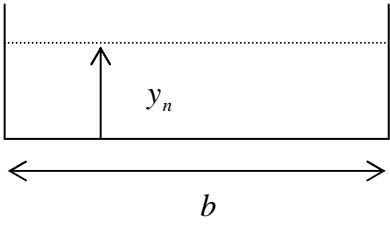
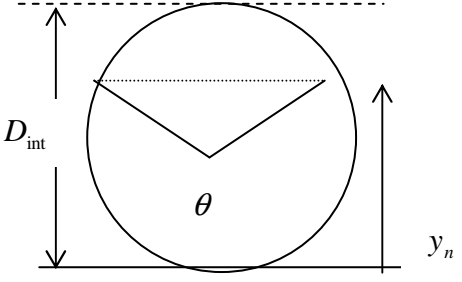
A : Aire intérieure de la conduite en m², S est la pente de la conduite m/m, r_h est le rayon hydraulique en m et P_w le périmètre mouillé en m (c'est le périmètre intérieur du tuyau pour lequel le liquide sera en contact). Si on considère que la conduite coule à plein, on a $r_h = \frac{D_{int}}{4}$

où D_{int} est le diamètre intérieur de la conduite (m).

Les conduites sont caractérisées par leurs SDR (Standard dimension Ration) :

$SDR = \frac{D_{ext}}{t}$ où D_{ext} diamètre extérieur de la conduite (m), et t épaisseur de la paroi de la conduite (m).

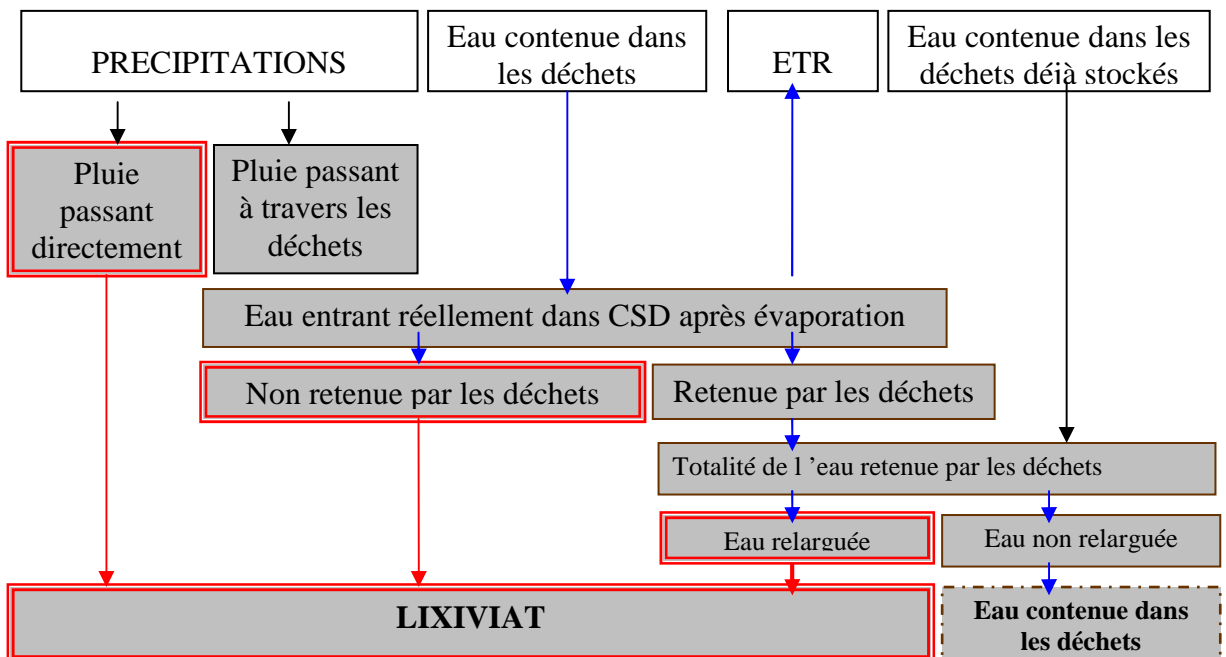
Remarque : cette interprétation n'est pas toujours vérifiée pendant l'exploitation du site. Le périmètre mouillé P_w est défini comme la partie du contour de la section d'écoulement qui est en contact avec l'eau, c'est l'endroit où s'exerce l'effet de la rugosité de la paroi sur l'écoulement, le même raisonnement est appliqué pour le calcul de la surface A .

| Géométrie | Périmètre mouillé P_w | Surface A |
|---|----------------------------------|--|
|  | $P_w = 2y_n + b$ | $A = b \times y_n$ |
|  | $P_w = D_{int} \frac{\theta}{2}$ | $A = \frac{D_{int}^2}{8} (\theta + \sin \theta)$ $\theta = 2 \arccos\left(1 - \frac{2y_n}{D_{int}}\right)$ |

III.2. Données météorologiques

Une station météo installée sur le site permet d'enregistrer la température, la pluviométrie et l'évapotranspiration. Dans le cas contraire les données sur dix ans sont récupérées auprès de la station météorologique la plus proche du site.

III.3. Modèle de bilan hydrique utilisé



Schema 1 : Bilan hydrique

Tableau 35 : Calcul de bilan hydrique

| | Paramètres | Significations - commentaires | Expression |
|--------|--|--|---|
| A | Surface de stockage m ² | Surface du casier en cours de remplissage | Donnée |
| B | Densité des déchets après compaction T/m ³ | Masse volumique des déchets | Donnée |
| C | % du volume de pluie passant directement à travers les déchets | % de pluie empruntant les chemins préférentiels | Donnée |
| D | % d'eau contenue dans les déchets entrants | Exprimé en % du poids humide des déchets | Donnée |
| E | % d'eau contenu dans les déchets potentiellement évaporable | % d'eau qui pourrait s'évaporer des déchets | Donnée |
| F | % maximal d'eau dans les déchets | Exprimé en % du poids humide des déchets | Donnée |
| G | % d'eau critique | % d'eau au dessus duquel les déchets relarguent de l'eau, en poids humide des déchets | Donnée |
| H | Temps de demi – percolation (mois) | Temps que met un déchet pour relarguer la moitié de l'eau qu'il a emmagasinée | Donnée |
| I | Volume mensuel de déchets stockés (m ³) | | Donnée |
| J | Volume total de déchets stockés (m ³) | | I+J(n-1) |
| K | Précipitation moyenne (mm) | | Donnée |
| L | ETP par jour (mm/j) | Valeur moyenne sur une période de 30 ans | Donnée |
| M | ETP (mm) | | L*(nombre de jours) |
| N | Volume de pluie (m ³) | Volume de pluie reçu par la surface de stockage | A*K/1000 |
| O | Volume de pluie passant directement à travers les déchets (m ³) | Volume de pluie empruntant des chemins préférentiels | N*C/100 |
| P | Volume de pluie percolant dans les déchets (m ³) | Volume de pluie qui s'infiltré dans l'installation de stockage sans emprunter des chemins préférentiels | N-O |
| Q | Volume d'eau apportée par les déchets (m ³) | Volume d'eau contenu dans les déchets entrants | I*B*D/100 |
| R | Volume total d'eau apportée (m ³) | Volume de pluie percolant dans les déchets + volume d'eau apportée par les déchets | P+Q |
| S | Volume mensuel d'eau potentiellement évaporable des déchets (m ³) | Volume maximum d'eau qui pourrait s'évaporer des déchets | Q*E/100 |
| T | Volume d'ETP (m ³) | Volume d'ETP correspondant à la surface de stockage | A*M/1000 |
| U | Volume d'ETR (m ³) | Volume d'eau réellement évapotranspirée | min de P+S et de T |
| V | Volume d'eau contenue dans les déchets déjà stockés (m ³) | Quantité des déchets retenue par l'ensemble des déchets stockés les mois précédents | Y(n-1) - AC(n-1) |
| W | Volume total d'eau apportée – volume ETR (m ³) | Volume d'eau qui s'infiltré réellement dans l'installation de stockage après évaporation | R-U |
| X | Volume maximal d'eau pouvant être retenue par l'ensemble des déchets stockés (m ³) | Volume maximal d'eau pouvant être retenue par les déchets stockés les mois précédents ainsi que le mois en question. | X(n-1)+F*I*B*(1-D)/(1-F) |
| Y | Volume d'eau retenue par l'ensemble des déchets (m ³) | Volume d'eau réellement retenue par l'ensemble des déchets stockés | minimum de V+W et de X |
| Z | Volume d'eau non retenue par les déchets (m ³) | Volume d'eau que les déchets n'ont pas pu retenir | V+W-Y |
| AA | % d'eau contenu dans l'ensemble des déchets stockés (m ³) | Exprimé en % du poids humide des déchets | Y/(Y+J*B*(1-D)) |
| AB (*) | % d'eau dans les déchets après relarguage | Exprimé en % du poids humide des déchets | si AA>G alors =G*(1+(AA-G)/G*exp(-ln2/H)) sinon G |
| AC | Volume d'eau relarguée (m ³) | Volume d'eau qui a été libéré par les déchets pendant la phase de relarguage | Y-J*B*(1-D)*AB/(1-AB) G*(1 + (AA-G) / G*EXP(-ln2/H)) |
| AD | Volume de lixiviat réel (m ³) | Somme des eaux produites | O+Z+AC |

(*) Quantité d'eau relarguée AB = CR[1+(H-CR)/CR]*exp[(-ln2/t_{1/2})t]

III.4. Composition chimique

III.4.1. pH, Eh, X, T°

Ces paramètres ont été déterminés au laboratoire à l'aide d'un pHmètre TACUSSEL ; la précision sur mesure donnée par le constructeur est de 0,1 unité de pH. La conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre LF 538 WTW

Sur le terrain, ils ont été mesurés avec un pH mètre portable à microprocesseur de type HI 991001 d'exactitude 0,02 pH avec une gamme de températures allant de 0,5 à 60°C et un conductimètre de type HI 99301 de résolution 0,01 mS/cm (0,01 ppt TDS).

III.4.2. Paramètres globaux

Les analyses de DCO, DBO5, NTK, Alcalinité ont été réalisées selon les normes AFNOR en vigueur (NFT 90-101, NFT 90-103, NFT 90-105, NFT 90-036).

III.4.3. Carbone Organique Dissous (COD)

Les mesures de carbone organique dissous ont été effectuées par un analyseur de carbone de marque O.I. Analytical modèle 1010. Après acidification de l'échantillon par l'acide phosphorique, le carbone minéral est éliminé sous forme de CO₂ par bullage d'azote. Le persulfate de sodium est ensuite introduit dans l'échantillon. Cet oxydant réagit avec le carbone organique de l'échantillon à 100°C pour former du CO₂. Celui-ci est à nouveau purgé de la solution et détecté par infrarouge. La quantité de CO₂ est proportionnelle à la masse de carbone de l'échantillon. Le seuil de détection est estimé à 0,2 mg C.L⁻¹.

III.4.4. Technique spectroscopique : UV-visible, mesures d'absorbance

Les mesures de l'absorbance UV ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV visible mC2 SAFAS à double faisceau de bande passant 1nm. La précision est de 0,005 unité DO entre 220 et 700 nm. Les cuves en quartz utilisées ont un trajet optique 1cm.

III.4.5. Teneurs des métaux lourds

Les concentrations en ions métalliques ont été déterminées par un spectrophotomètre d'absorption atomique four (Varian Spectra AA 800 disposant d'un système de correction Zeeman de l'absorption non atomique due à la matrice résiduelle), la limite de détection est de l'ordre de $0,1\mu\text{g L}^{-1}$, elle est variable selon l'élément dosé, et un spectrophotomètre d'absorption atomique flamme VARIAN AA 180 de limite de détection variable selon les éléments a été également utilisé.

Les échantillons sont au préalable minéralisés (minéralisation à chaud par l'eau régale 3 volumes de HCl pour un volume de HNO₃ ce qui permet d'éviter les interactions de la matrice organique). La minéralisation a été réalisée soit dans des matras en Pyrex dans lesquels l'échantillon est porté à ébullition, soit dans un système de four micro-ondes suivant le programme de température "XP 15000 SOL MEL". Les essais comparatifs de ces deux méthodes ne mettent pas en évidence des différences sur ce type de matrice ; toutefois la méthode par micro-ondes permet un gain de temps important et une plus grande rigueur dans le protocole de minéralisation.

IV. Techniques de mesure du biogaz

CH₄, CO₂, O₂, CO, H₂, H₂S et débit

Des tubes de PVC de diamètre $d = 50$ mm ont été installés à partir des fouilles de carottage qui ont servi pour le prélèvement des échantillons de déchets. Les prélèvements pour analyser de biogaz ont été effectués sur ces puits réalisés dans le massif de déchets. La température ambiante lors du prélèvement est de 37°C avec un vent modéré. L'analyse est effectuée avec un appareil portatif type GA2000 (détection Infra rouge), connecté sur les tubes de PVC.

Mesure d'odeur

La méthode se base sur une dizaine de traçage sur le terrain de « *courbes de perception olfactives* ». Un groupe d'au moins deux observateurs, est chargé de parcourir à différentes périodes, la région affectée par la pollution olfactive. Chaque personne parcourt les environs du site d'émission dans différentes directions, en général, perpendiculairement à la direction du vent ; elle note l'endroit exact où elle ne perçoit plus l'odeur de la source. Cet endroit est repéré sur une carte et les distances sont moyennées entre les différentes personnes du groupe.

Les points obtenus sur différents parcours sont ensuite regroupés et la résultante définit la zone limite de perception de l'odeur pour la période de mesures. Celle-ci dépendra des caractéristiques de l'émission, de la hauteur de la source, de la topographie et des conditions météorologiques (vitesse et direction du vent, classes et stabilité de l'air, température, hauteur de la couche d'inversion thermique). Les paramètres atmosphériques doivent être enregistrés en continu car seules seront retenues les mesures pendant lesquelles les conditions météorologiques et les caractéristiques de l'émission ont peu varié.

La mesure doit être répétée une dizaine de fois sous des conditions météorologiques différentes d'une fois à une autre.

V. Test de lixiviation

Le test d'éluion consiste en une mise en solution au contact d'une certaine masse de déchet broyé, avec une certaine quantité d'eau. Ces tests sont réalisés afin de déterminer le potentiel de relargage en polluant d'un déchet. Ils permettent d'estimer la pollution aisément soluble. A noter que la lixiviation des polluants des déchets est contrôlée par plusieurs facteurs externes. Ces facteurs comprennent la nature chimique du déchet, particulièrement en terme de pH, de propriétés réductrices et de teneur en matière organique dégradable, la nature du lixiviant (solution d'éluion) et le temps de contact du lixiviant avec le déchet du fait que le mécanisme de contrôle de la lixiviation du polluant est la solubilité ou la diffusion.

Dans les quatre modes opératoires décrits dans les quatre parties de la norme prEN 12457 – 2 : 2002 (F), différents rapports L/S sont choisis (10, 8 et 2) conduisant généralement à des résultats d'essai différents. Ceci résulte d'une part des quantités de lixiviant différentes imposées par le déchet lui-même (résultant des composés du matériau dissous dans le lixiviat). Il n'existe aucune relation pouvant être appliquée aux résultats obtenus avec un L/S donné pour déterminer les résultats qui auraient été obtenus si l'essai avait été réalisé avec un autre rapport L/S.

Cependant pour un rapport L/S faible, certains constituants sont présents dans le lixiviat à une concentration plus élevée car la quantité de lixiviat disponible est inférieure. Pour $L/S = 2$, l'essai n'est pas applicable à différentes catégories de déchets, pour $L/S = 10$, de telles restrictions apparaissent dans un nombre limité de cas. Dans le cas de cette étude l'essai a été réalisé avec un rapport $L/S = 8$. Ce rapport a été optimisé au cours des travaux antérieurs effectués au laboratoire (Lagier, 2000, François, 2004). Chaque suspension (déchet

+ eau déminéralisée) est mise sous agitation pendant 4 jours et des prélèvements sont effectués à 6, 18, 24, 48, 72, 96 H pour évaluer le potentiel polluant des déchets.

VI. Nature de la couverture

La détermination de la perméabilité a été réalisée à l'aide d'une colonne et celle de la composition chimique de la couverture utilisée sur la décharge de Ouled fayet par diffractométrie RX. Compte tenu des observations faites concernant la remontée du lixiviat dans les différents casiers. La composition est déterminée à l'aide d'un diffractomètre Siemens D5000, de tube en filament cuivre de longueur d'onde 1,54 nm ($\lambda = 2 \sin \theta$). Une courbe granulométrique est réalisée pour déterminer la répartition par taille selon l'échelle granulométrique – Afnor (Chamley, 1987). Le tamisage est réalisé à sec par vibration.

VII. Statistique

Les paramètres statistiques sont mis à contribution pour l'exploitation des résultats, étant donné que le type d'échantillonnage aléatoire. Pour chaque résultat une moyenne et un écart type afin d'apprécier la distribution et les écarts sur les valeurs obtenues à partir des différentes méthodes utilisées sont calculés.

$$\text{Moyenne } \bar{X} = \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{n} \quad \text{Ecart type } e = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{n-1}}$$

Partie III : Résultats et discussions
Expertise des centres d'enfouissement de déchets
dans les PED

Chapitre 1 :

Elaboration des outils méthodologiques

L'expertise des centres d'enfouissement repose sur un suivi expérimental rendant compte, sur une période de référence (une année) et selon des paramètres très variables (saisons, nature des déchets, climat, etc.), de l'ensemble des données nécessaires à la compréhension du fonctionnement du site. Elle nécessite tout d'abord une prise de contact avec les exploitants, l'envoi de documents préalables (présentation du projet, questionnaire, fiche d'identification) qui sont indispensables à l'identification du site industriel et de tous les acteurs locaux (exploitants, maître d'ouvrage, maître d'œuvre). Un guide a été également élaboré pour préciser et pour détailler les objectifs et le contenu de l'expertise. Mais ces outils méthodologiques élaborés de manière théorique notamment le guide et ses 21 paramètres de suivi, doivent être validés opérationnellement.

I. Supports écrits préalables

Plusieurs outils ont été élaborés : questionnaires, fiche d'identification, grille d'analyse de cahiers de charge, critères de choix des sites, guide de suivi expérimental de décharges dans les PED et cahier de recommandation. A noter que le choix des sites d'enfouissement s'est fait sur des critères correspondant aux différentes conditions d'enfouissement des déchets dans les PED (climat, composition des déchets, type de stockage).

Tableau 36 : Critères de sélection des sites

| Nature des critères | | Indispensable | Fortement conseillé | Préférable |
|--|---|--|---------------------|------------|
| Gestionnaire | Fort niveau d'implication par rapport au projet d'expertise | | x | |
| | Bonne santé économique | | | x |
| | Existence d'un contact préalable avec un membre du projet | | | |
| | Pouvant facilement mobiliser du personnel sur site : | Ouvrier en temps plein | x | |
| | | Un agent de maîtrise à quart temps (étudiant possible) gérant le suivi et le personnel de suivi en l'absence de l'expert | x | |
| | | Une pelle mécanique et un chauffeur 20j | x | |
| Bonne maîtrise de l'accès du site part des tiers (sécurité des dispositifs de suivi) | | x | | |
| Agglomération proche et bassin de chalandise | Disponibilité de sous traitance (laboratoire,...) | | x | |
| | Présence de matériel nécessaire au suivi | Matériel de topographie | | x |
| | | Station météo | | x |
| | Existence d'un schéma directeur ou d'un bon niveau de connaissance des flux | | x | |
| Connaissance du site | Bonne connaissance de l'historique (déchets, flux, mode d'exploitation...) d'au moins une alvéole ou partie du site | | x | |
| | Bonne connaissance du contexte géologique et hydrographique | | | x |
| | Bonne connaissance du passé climatique | | | x |
| | Bonne connaissance des coûts | | | x |

| | | | | | | | |
|---------------------------------------|--|------------------------------|-----------------------|---|---|---|---|
| Importance du site et des équipements | Bonne représentativité des déchets reçus | | x | | | | |
| | Tonnage minimum | >20 000 t/an | x | | | | |
| | | >50 000 t/an | | x | | | |
| | Disponibilité d'un espace vierge clôturé de 2000 à 5000 m ² pour la mise en œuvre des manipulations | | x | | | | |
| | Possibilité de mise à disposition d'un local | | | x | | | |
| | Engins du site : | Système de pesée | | x | | | |
| | | Compacteur ou équivalent | | x | | | |
| | | Pelle mécanique | | | x | | |
| | Zone de stockage | Substratum argileux étanche | | x | | | |
| | | Etanchéité de fond en PEHD | | | x | | |
| | | Etanchéité de fond en argile | | x | | | |
| | | Drainage des lixiviats | Massif drainant | | x | | |
| | | | Drain et collecteur | | | x | |
| | | | Ecoulement gravitaire | | | x | |
| | | | Lixiviats accessibles | | x | | |
| | | | Historique des flux | | | | x |
| | | | Bassin de stockage | | | x | |
| | | Traitement des lixiviats | | | | x | |
| | Traitement des biogaz | | | | x | | |
| | Alvéole en début d'exploitation | | | x | | | |
| Piézomètre de contrôle | Au sein du massif de déchets | | | x | | | |
| | A l'aval du site dans le substratum | | | x | | | |

I.1. Documents de prise de contact

La prise de contact intervient après l'identification des sites. Cette prise de contact a lieu avec les principaux acteurs de la gestion des déchets dans les PED. Il a fallu rechercher des interfaces entre les acteurs locaux directs et l'équipe de projet (ADEME, INSA de Lyon, ENSIL). Ces interfaces sont des institutions comme le poste économique de l'ambassade de France, dans le pays concerné, ou les universitaires. Les premiers contacts, par courrier électronique et par téléphone, ont permis d'obtenir des informations générales sur la gestion des déchets, les différents modes d'élimination, la liste des centres de stockage de déchets ménagers etc. La bibliographie est donc complétée et quelques nuances sont apportées au classement effectué à partir des données de la littérature. Dès lors le choix est fait au vu des renseignements. L'exploitant et le maître d'ouvrage, les autorités concernées sont contactés par courrier électronique ou postal et par téléphone pour présenter les objectifs et l'intérêt du programme

« enfouissement » de l'ADEME. Au cours de cette phase la mission économique de l'ambassade de France a joué le rôle d'intermédiaire et de relais des informations. Les échanges entre l'exploitant et l'équipe d'expertise prennent de plus en plus d'importance ou dans certains cas finissent par s'estomper. Le retour des questionnaires, des documents liés au site sont des indicateurs du bon déroulement des échanges.

Dans le même temps, d'autres institutions sont contactées : Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, Ministère de la Santé, Direction de l'Environnement, Municipalités... Le projet doit s'inscrire dans un contexte de développement durable, un maximum de partenaires doit valider l'action menée et l'intégrer dans leur politique nationale ou locale de gestion de déchets.

Toutes les institutions concernées reçoivent des lettres et dossiers explicatifs qui présentent les objectifs du projet, le justificatif du programme et les résultats attendus à court, moyen et long terme.

I.2. Questionnaire

Un questionnaire à cinq volets regroupant les données générales, la description du site, les milieux sensibles, l'occupation du site et l'environnement du site a été élaboré et adressé aux exploitants. Ce questionnaire s'inspire de la démarche qualité (ISO 14 000 ou 9 000) et des études réalisées par voie d'enquête dans le domaine de la gestion des déchets (Sandec, 2000 ; Dulac, 2001, Zurbrugg *et al.*, 2004, Charnay, 2005). (Cf. Annexe 1 : questionnaire)

Les analyses des questionnaires permettent de mieux apprécier le site et de procéder au niveau de l'équipe à un choix. Suite au choix, un accord de principe est décidé, et conforté par la rédaction d'une convention envoyée à l'exploitant. Selon les cas, la signature de la convention peut se faire soit par une mission préparatoire, soit directement avant la mission préparatoire.

I.3. Fiche d'identification

La fiche d'identification permet non seulement d'identifier le site mais aussi les conditions de mise en place d'un audit expérimental. Elle regroupe cinq termes principaux :

- présentation de l'agglomération considérée : données et contraintes générales et gestion du site ;
- genèse du projet de la décharge ;
- identification et genèse des contacts, positionnement et implications ;

- détails concernant le site soumis à l'expertise expérimentale: gestion de la décharge, projet et choix technique ;
- implication des partenaires et mise en place du programme sur le site.

Une dernière partie de cette fiche permet aux destinataires de donner leur avis et les moyens éventuels à mettre en œuvre pour aboutir à des résultats conséquents. L'analyse de la fiche d'identification permet d'apprécier l'implication de l'exploitant et les municipalités en charge du site.

(Cf. annexe 2 : la fiche d'identification)

II. Supports d'expertise

II.1. Elaboration du guide d'expertise

Le guide est élaboré à partir de six thèmes relatifs à la problématique de l'exploitation des décharges en PED. Ces différents thèmes permettront de définir des conditions minimales de stockage pour limiter les impacts environnementaux.

Les thèmes principaux sont : le comportement hydraulique (la gestion de l'eau du système), le comportement mécanique (la mise en place des déchets et leur gestion) et le comportement biologique (la gestion du biogaz).

Les thèmes secondaires sont : la conception des sites, le recyclage informel, et l'analyse technico-économique de l'exploitation.

Le document présente deux parties. Une première partie répond aux aspects organisationnels : besoins en personnel, matériel et répartition des besoins ; la définition de l'expertise et ses conclusions sont décrites dans cette partie. La deuxième partie présente le cadre technique de l'expertise. Les 21 paramètres à prendre en compte font l'objet de fiches techniques qui présentent les méthodes de suivi de ces paramètres. Ils visent à caractériser :

- les déchets entrants (nature et flux) ;
- les déchets stockés et leur comportement mécanique, hydraulique et biologique ;
- l'environnement extérieur ;
- les caractéristiques de l'exploitation.

II.1.1. Choix des 21 paramètres

Le choix des paramètres d'expertise a procédé d'une décomposition analytique de l'ensemble « décharge » en plusieurs problématiques fonctionnelles. Ces problématiques sont

elles mêmes décomposées en sous problématiques et enfin en paramètres. Cette démarche permet la prise en compte et l'analyse de l'ensemble des causes qui aboutissent à la situation actuelle de la décharge. Ces paramètres étant dépendants les uns des autres, le bilan de l'expertise s'organise sous la forme de bilans thématiques. Ces bilans permettent de recomposer les paramètres entre eux de manière à mieux comprendre les mécanismes généraux qui affectent la décharge.

L'acquisition des données expérimentales pour les 21 paramètres du site et leur analyse doivent permettre de tirer des enseignements spécifiques et de pouvoir ainsi mieux définir des modalités de conception et de gestion des décharges dans les PED. Le champ d'investigation du protocole concerne essentiellement les questions relatives à l'exploitation des sites, voire leur conception. Si les impacts environnementaux et le choix des sites ne sont pas absents parmi les cibles du protocole, ils n'en constituent cependant pas l'objectif principal. La finalité de l'expertise est de dresser le champ des possibilités en terme de voies d'amélioration de la gestion du « système décharge ».

En terme d'exploitation :

La gestion des eaux (eau de ruissellement, lixiviat) sur les sites d'enfouissement, constitue un problème essentiel. Deux spécificités liées à la nature particulière des déchets conditionnent la problématique eau du « système décharge » dans les PED, d'une part la teneur en eau supérieure à 50 % contrairement aux déchets des pays développés et d'autre part le grand pourcentage de fines qui colmatent les drains. Les questions qui se posent face cette particularité sont : Quel est le mode réel de production de lixiviat du biogaz ? Quelle part d'eau est relarguée par les déchets et en quelle quantité ? Quel traitement des lixiviats doit on proposer ? Faut – il un prétraitement des déchets ? Doit on modifier le système en fonction du cycle hydrologique ? Quel intérêt de capter ou de valoriser le biogaz ?

Le comportement mécanique des déchets, fortement conditionnés par leur forte teneur en eau, rapidement évolutif, pose le problème de manipulation du déchet à enfouir (aptitude au compactage, tassement etc.). Les questions qui se posent sont : Faut il compacter les déchets très humides ? Quel type de compactage et à quel moment ? Quelle épaisseur de couche ? Faut il plusieurs modes de gestion sur un même site en fonction du régime climatique ? Quel tassement atteindre ? Quelle influence sur la durée de vie du site ?

En terme de conception :

Définition des équipements nécessaires en fonction des contextes : il s'agit de faire le point sur les matériaux locaux pouvant servir d'étanchéité, de drainage, les traitements moins coûteux pour le lixiviat mais efficaces dans des conditions minimales de stockage.

Tableau 37 : Paramètres pris en compte par le guide

| Problématiques fonctionnels / mécanismes globaux | N° | Paramètres |
|--|----|---|
| Déchets entrants | | |
| Nature | 1 | Caractérisation physique |
| | 2 | Caractérisation chimique |
| | 3 | Teneur en eau |
| | 4 | Densité |
| Flux et origine | 5 | Origine et flux des déchets entrants |
| Déchets stockés | | |
| Comportement mécanique | 6 | Tassements des déchets |
| Comportement hydraulique | 7 | Comportement des déchets à l'eau |
| | 8 | Perméabilité |
| | 9 | Bilan hydrique et production de lixiviats |
| | 10 | Composition des lixiviats |
| Comportement biologique | 11 | Mesure de production de gaz : flux surfacique |
| | 12 | Calcul de production de biogaz |
| | 13 | Composition du biogaz |
| | 14 | Potentiel méthanogène |
| Conditions extérieures | 15 | Température |
| | 16 | Milieu souterrain |
| | 17 | Milieu naturel et hydrographie |
| | 18 | Environnement humain et réglementaire |
| | 19 | Contexte général du stockage des déchets |
| Exploitation | 20 | Aménagement fonctionnel et suivi d'exploitation |
| | 21 | Coûts d'exploitation |

II.1.2. Mesures des 21 paramètres

Les fiches techniques présentent la méthode de caractérisation d'un paramètre donné. Elles sont organisées en différentes rubriques.

L'exemple de fiche ci-dessous permet d'explicitier le contenu et les objectifs des différentes rubriques. Le détail est présenté dans le guide de suivi.

Tableau 38 : Contenu type d'une fiche technique

| |
|--|
| Titre du paramètre |
| Exemples : Caractérisation physique, Teneur en eau, Tassement etc. |
| Première partie : |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Définition du paramètre ▪ Importance et objectifs attachés à sa caractérisation ▪ Liens avec les autres paramètres (ceux qui l'influent et ceux qu'il influe) ▪ Quelques difficultés et recommandations |
| Deuxième partie : Méthodologie et renseignement pratiques |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Nature de la méthode (mesure, enquête, évaluation) ▪ Différentes méthodes de caractérisation (méthodes proposées et variantes) ▪ Présentation de la première méthode (mode d'échantillonnage, description technique, discussions sur les avantages et inconvénients de la méthode) ▪ Présentation de la deuxième et troisième méthode ▪ Besoins en matériels ▪ Compétences nécessaires du personnel et implication du personnel pour la caractérisation du paramètre ▪ Fréquence, durée et densité des mesures (elle fixe pour le paramètre un cadre spatio-temporel) ▪ Modalités de traitement des données (elle donne également des consignes sur la forme du rendu des données) ▪ Sources (les références bibliographiques éventuellement) et les normes ayant servi à la réalisation de la fiche |
| Annexes |

II.2. Contenu du guide d'expertise

II.2.1. Organisation de l'expertise

Préalablement à toute procédure de suivi, la visite préliminaire sur le terrain se révèle incontournable et permet d'apprécier la situation du site par rapport à son occupation actuelle et à son environnement. Cette mission préalable révèle non seulement l'identité précise du site mais permet aussi de débloquent des situations administratives insoupçonnées.

La durée des phases varie selon les pays et l'intérêt porté par les acteurs de la gestion des déchets au programme. Il n'est pas possible de fixer une durée, mais cependant il est préférable de définir la durée d'expertise à une année, compte tenu des variations saisonnières.

II.2.2. Moyens humains et matériels

II.2.2.1. Equipe de projet

L'équipe de direction est représentée par le chef de projet qui rend compte de l'évolution de l'expertise. Le chef de projet est responsable du bon déroulement du suivi. Il assure la formation du personnel et fait des propositions pour anticiper des problèmes liés à la méthodologie et aux aspects techniques. Il doit veiller à ce que son action soit relayée par le responsable local pour une continuité du suivi. Le chef de projet doit avoir un niveau BAC + 5.

II.2.2.2. Equipe de terrain

L'équipe de terrain est composée d'un technicien et des ouvriers désignés par le bénéficiaire. Leurs rôles sont définis dans le guide et validés sur site. Ils reçoivent une formation au début de l'expertise qui les rend opérationnels pour l'utilisation du guide.

II.2.2.3. Besoins en personnels

Le chronogramme d'utilisation du personnel présenté dans le guide indique le nombre de journées par mois passées par le personnel pour caractériser chaque paramètre. Les temps sont estimés dans le cas où le paramètre est traité au-delà des objectifs minima. Selon la problématique du site, les ressources disponibles et les orientations des objectifs, les temps pourront être aménagés en fonction des objectifs précis de l'expertise. (Cf. annexe 5 : fiche de besoins en personnel)

La répartition de ces besoins en fonction des mois de l'année d'expertise est donnée dans le guide. La répartition du personnel et du matériel peut être ajustée selon les cas. La répartition des besoins nécessaires durant la phase préalable, la phase de consolidation et la phase préparatoire n'est pas définie.

Les sous-traitants sont contactés lors de la phase de consolidation et de la mission préparatoire de manière à s'assurer de la faisabilité des prestations nécessaires à l'expertise. Les visites des laboratoires locaux, permettent d'appréhender les techniques utilisées pour les analyses à effectuer afin d'uniformiser les méthodes analytiques et de faire des reformulations.

La répartition des besoins en sous-traitance est élaborée dans le guide et pourra être modifiée selon les objectifs fixés.

Tableau 39 : Récapitulatif des besoins en personnels et en sous-traitance pendant l'expertise

| Besoins en personnel | | | Besoin total en sous-traitance | | |
|----------------------|---|-----------|--|--------------------------------|----------------------|
| Equipe de terrain | Ouvrier (*) | 132 jours | Laboratoire | Analyses de lixiviat | 1 à 3 / an |
| | Technicien – chef de chantier | 152 jours | | Potentiel CH ₄ | 1 an |
| | | | | Analyse sur déchets | Selon les saisons |
| | | | | Mise à disposition d'une étuve | Selon la température |
| Equipe de projet | Responsable local | 28 jours | Pelle mécanique + Chauffeur Tarière manuelle ou motorisée | 19 jours | |
| | Chef de projet | 42 jours | | | |
| | Resp. local et / ou chef de projet (**) | 13 jours | | | |

(*) L'ouvrier peut être remplacé par un stagiaire pour certaines missions ;

(**) Le travail du responsable local et / ou du chef de projet concerne essentiellement les missions scientifiques, les missions d'interprétation des résultats et le bilan d'expertise. Le poids donné à l'un ou l'autre responsable dépendra du contexte (qualification du responsable local, niveau d'implication de la localité).

II.2.2.4. Besoins en matériels

Les besoins en matériels sont fonction des objectifs de l'expertise. Ces besoins tiennent compte du type de besoins (matériels d'exploitation, sous traitants, matériels de sécurité), de leurs caractéristiques et des paramètres concernés. Les matériels bureautiques et petits besoins (outils

divers, pelles, mètres ...) sont aussi pris en compte. (Cf. annexe 4 : fiche de besoins en personnels). (Cf. annexe 4 : Répartition des besoins en matériels et dispositifs expérimentaux).

II.2.3. Méthodes d'analyse

Sur sites

Afin de limiter les erreurs, les paramètres liés à la nature des déchets, à leur flux et origine, à leur comportement chimique, mécanique et hydraulique sont mesurés sur place, ce qui permet la reproductibilité de l'expérience dans les conditions plus ou moins identiques. Les matériels portatifs permettent de faire des mesures directes de pH, de conductivité, du potentiel redox etc. qui sont repris au laboratoire. Les analyses de biogaz sont effectuées sur place.

En Laboratoire

La caractérisation chimique et biochimique du déchet et du lixiviat est faite dans des laboratoires agréés. Toutefois certaines méthodes d'analyses de terrain sont mises au point dans les laboratoires pour une meilleure adaptabilité sur le terrain.

II.2.4. Calendrier d'exécution

Le calendrier d'exécution indique le nombre de journées par mois passées par le personnel pour caractériser chaque paramètre. Les temps sont estimés dans le cas où le paramètre est traité avec précision. Selon la problématique et les ressources disponibles, les temps pourront être aménagés en fonction des objectifs précis de l'expertise. Deux autres tableaux du guide indiquent la répartition des besoins principaux en sous traitant et en matériels. (Cf. Chapitre 1 : Méthodes et moyens analytiques, pour le calendrier d'exécution de l'expertise).

II.2.5. Modulation du guide

Le guide élaboré doit satisfaire à la diversité des contextes potentiellement concernés (ensemble des PED) ou des potentiels logistiques mobilisable ou à mobiliser. Le protocole propose également la possibilité de moduler le contenu de l'expertise, ce qui peut se traduire par la proposition de variantes et/ou une souplesse en terme de niveau d'analyse des paramètres. Un niveau minimum de contenu est toutefois fixé. Aussi il est nécessaire de définir précisément le contenu de l'expertise en fonction d'objectifs qui seront à préciser dès le stade de la phase de

consolidation. Une définition précise du contenu du programme devra être élaborée lors de la mission préparatoire et de la signature de l'accord officiel définitif.

II.2.6. Application sur site

Le guide a été validé sur les sites de Saaba et de Ouled Fayet. Le processus n'est pas allé à son terme sur le premier site (Polesgo). Néanmoins les deux premières phases de l'expertise ont été validées.

(Cf. annexe 3 : Organisation technique de l'expertise)

Tableau 40 : Application du guide sur terrain

| Pays | Ville | Site | Type d'enfouissement | Niveau de fonctionnement | Degré d'avancement | | | |
|--------------|--------------|-------------|----------------------|--------------------------|--------------------|---|-------|---|
| | | | | | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Burkina Faso | Ouaga-dougou | Polesgo | CET | En démarrage | X | X | refus | - |
| Algérie | Alger | Ouled Fayet | CET | En exploitation | X | X | X | X |
| Burkina Faso | Ouaga-dougou | Saaba | Décharge sèche | Fin d'exploitation | X | X | X | X |

1 : Phase préalable / 2 : Phase de consolidation / 3 : Mission préparatoire / 4 : Mission d'expertise

III. Mise au point des protocoles de mesure

III.1. Capacité de rétention

C'est un paramètre très important dans le calcul de bilan hydrique. Plusieurs hypothèses sont souvent émises dans le calcul du bilan hydrique, sans pour autant faire l'unanimité. Dans cette étude il a été procédé à une mise au point de protocoles permettant sa détermination. Suite aux valeurs obtenues des comparaisons sont faites par rapport aux valeurs proposées par la bibliographie.

Les analyses ont été réalisées sur plusieurs échantillons de déchets suivant leur nature et leur granulométrie et sur quelques mélanges afin d'apprécier les différentes évolutions. La première expérience réalisée sur le silicagel a permis de valider le protocole et de l'appliquer aux différents échantillons : bois en copeaux, papier, carton, compost et différents mélanges.

III.1.1. Validation de la méthode

Le matériau témoin utilisé est le silicagel (gel de silice) fourni par Prolabo VWR. Ses caractéristiques sont les suivantes : diamètre de particules 2 – 5 mm, formule $\text{SiO}_2, x\text{H}_2\text{O}$ de capacité d'adsorption (25°C, 80% d'humidité relative) égale à 30,7. Sa température de régénération est de 150°C. Rappel : La capacité de rétention représente la quantité maximale d'eau capillaire (et adsorbée) que le milieu est capable de retenir à l'équilibre. Elle correspond donc à la teneur en eau totale au dessus de laquelle l'eau est drainée sous l'influence de la gravité. Elle est définie comme la somme de la teneur en eau initiale et la capacité d'absorption du déchet définie par la quantité d'eau que le déchet peut absorber sans relargage. On peut distinguer par conséquent l'eau constitutive (interne aux éléments constitutifs du déchet, incluse dans la mesure du poids volumique du déchet) et l'eau de mouillage qui remplit les interstices entre les constituants du déchet. A noter que la quantité d'eau de mouillage ne peut être connue que dans le cas d'un déchet type reconstitué pour lequel le volume d'eau ajouté aux éléments de déchet (eau de mouillage) est connu.

Ces deux types de définition permettent de distinguer trois états :

- état sec (m_o) obtenu après passage à l'étude (105°C),
- état solide (m_s) avant passage à l'étuve
- état humidifié (m_h) obtenue après mouillage à l'eau.

Les différentes expressions peuvent être tirées :

- teneur en eau (constitutive) à l'état solide : $t_s = \frac{m_s - m_o}{m_s}$
- teneur en eau totale à l'état humide : $t_h = \frac{m_h - m_o}{m_s}$
- teneur en eau de mouillage : $t_m = t_h - t_s = \frac{m_h - m_s}{m_s}$

Cette dernière représente une valeur approchée de la capacité de rétention par excès puisque augmentée d'une grande partie de l'eau provenant d'un écoulement gravitaire lent. Dans la pratique, les deux termes seront employés sans distinction, les temps de ressuyage n'étant presque jamais évalués. La capacité de rétention équivaut donc à une teneur en eau de mouillage à l'équilibre.

Une série de 10 analyses ont été réalisées avec les différents dispositifs. Les résultats trouvés sont les suivants :

Tableau 41 : Résultats des essais sur la capacité de rétention

| | Essai en colonne $\% CR = \frac{mt - [mo(1 - FSt/100) - Gt]}{mo(1 - FSt/100) - Gt} \times 100$ | Essai en b cher $t_m = t_h - t_s = \frac{m_h - m_s}{m_s} \times 100 \approx \% CR$ |
|------------|---|---|
| Moyenne | 36,4 % | 34,1 % |
| Ecart type | 0,3 | 0,5 |
| Variance | 0,1 | 0,2 |
| Minimale | 35,7 % | 33,4 % |
| Maximale | 36,7 % | 35,0 % |

Suivant la définition donnée plus haut de la capacité de rétention $\% CR = \% adsorption + \% eau\ retenue\ par\ porosite$ il a été procédé à la détermination dans les mêmes conditions de la capacité de rétention d'un sable grossier qui ne peut retenir l'eau que par porosite. Le sable est tamisé afin de garder les particules de tailles compris entre 2 à 5 mm de diamètre. On obtient un pourcentage d'eau retenue par porosite égale à 5,4 % en colonne et 3,8 % en b cher. Ces valeurs sont très voisines (3-5%) de celles retrouvées dans la bibliographie (Rowell (1994) ; Calvet, (2003)). Le pourcentage d'adsorption du silicagel est par conséquent égal à 31 % pour l'essai en colonne et 30,3 avec le b cher. Ces deux valeurs sont assez proches de la valeur indiquée par le fournisseur (30,7 %).

Les valeurs trouvées pour les deux dispositifs sont très proches. Toutefois l'essai en colonne paraît plus logique. Cependant l'écart (1,3%) entre la valeur théorique du pourcentage d'adsorption du silicagel indiqué par le fournisseur et celle obtenue en utilisant le b cher ne permet de rejeter le deuxième dispositif en place.

III.1.2. Détermination de la CR selon le type de déchet

Les essais ont été réalisés sur le papier (journal), le carton, le copeau de bois et le compost. Les différents échantillons ont été saturés avec de l'eau. Plusieurs mesures ont été réalisées (4 à 5 par échantillons) sur une masse de prise d'essai égale à 50 g. Les papiers journaux sont découpés en carré de 4 cm de côté, les cartons en carrés d'un cm², le compost est un compost à maturité de la plate forme de Beaune les mines (Limoges). Les résultats des différentes mesures sont inscrits dans le tableau 42 ci-dessous.

Tableau 42 : Moyenne de la capacité de rétention (%) pour différents types de déchets :

| | Papier (journal) | Carton | Copeau de bois | Compost |
|----------------|------------------|--------|----------------|---------|
| Colonne | 2,5 | 3,2 | 3,9 | 2,9 |
| Bécher / sceau | 2,3 | 3,3 | 3,4 | 4,4 |

La capacité de rétention semble évoluer en fonction des volumes de déchets comme c'est le cas dans les décharges. Ces résultats permettent d'apprécier le comportement global de ces déchets. Il n'y a pas une grande différence selon que l'expérience est réalisée en colonne ou dans un bécher sauf dans le cas du compost où l'écart est de 34 %. Ceci peut être lié aux chemins préférentiels créés dans les fines du compost ce qui n'est pas le cas des autres matériaux. Le papier mouillé peut facilement imbiber tous les autres papiers par effet de champ. C'est sûrement le cas du carton et des copeaux de bois qui une fois compactés dans la décharge présenteront moins de chemins préférentiels.



Figure 5a : Papier (journaux) en colonne



Figure 5b : Copeaux de bois en colonne



Figure 5c : Cartons de différentes dans un bécher



Figure 5d : Egouttage du carton

Figure 5 : Quelques images du dispositif

III.1.3. Influence de la compression

Cette expérience a lieu seulement en colonne sur des copeaux de bois. On a fait coulisser un piston de diamètre inférieur à celui de la colonne pour compresser le déchet. La pression P exercée est : $P = \frac{m \cdot g}{S}$ avec la masse du piston $m = 0,5 \text{ Kg}$ et $9,81 \text{ N / Kg}$, la surface $S = 6,08 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$ du piston, soit une pression $P = 806,9 \text{ Pa}$. A noter qu'il faut ajouter la pression atmosphérique (10^5 Pa). La pression est exercée environ pendant une minute à chaque fois.

Tableau 43 : Résultats obtenus en fonction du nombre de compression

| Nombre de compressions | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|
| Masse de déchets $m = m_1 + m_2 + \dots + m_5 = 20$ g | | | | | |
| % CR | 3,9 | 3,8 | 3,6 | 3,6 | 3,5 |
| Masse de déchets $m = m_1 + m_2 + \dots + m_5 = 200$ g | | | | | |
| % CR | 9,4 | 9,3 | 8,7 | 6,7 | 5,2 |

La capacité de rétention diminue au fur et à mesure que la compression augmente c'est-à-dire avec l'augmentation de la contrainte verticale. Elle diminue en fonction de la masse de déchets stockés. Dans la décharge, les couches successives exercent des pressions sur les couches inférieures réduisant la porosité des déchets des premières couches. Il n'est pas possible d'intégrer ici l'effet de la dégradation qui réduit elle aussi la porosité au sein du massif.

III.1.4. CR du mélange et recherche de coefficient de pondération

L'objectif de cette étude a été de voir si l'on peut calculer la capacité de rétention d'un mélange dont on connaît la composition. Il a été procédé à la recherche des coefficients de corrélation par la résolution de l'équation matricielle (méthode de Cramer). Pour ce fait, plusieurs types de mélange ont été constitués. Le test est réalisé avec les deux colonnes qui ont servi auparavant.

- mélange 1 : 15 g de papiers + 15 g de copeaux de bois
- mélange 2 : 15 g de papier + 15 g de carton (1cm^2)
- mélange 3 : 15 g de carton (1cm^2) + 15 g de copeaux de bois

A la fin des essais les différentes capacités de mélange ont été déterminées. On suppose les relations suivantes : En posant α , β et γ comme les coefficients de linéarisation, CR_p , CR_b et CR_c respectivement les capacités de rétention du papier, du bois et du carton.

- mélange 1 : $\%CR_1 = \alpha CR_p + \beta CR_b$
- mélange 2 : $\%CR_2 = \alpha CR_p + \gamma CR_c$
- mélange 3 : $\%CR_3 = \beta CR_b + \gamma CR_c$

Tableau 44 : CR dans les différents mélanges

| | Mélange 1 (papier - bois) | Mélange 2 (papier – carton) | Mélange 3 (carton – bois) |
|------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| % CR | 3,7 | 2,3 | 3,0 |

Le calcul du déterminant de la matrice donne des coefficients $\alpha \neq \beta \neq \gamma$, ce qui signifie qu'il ne suffit pas de connaître la composition du massif et le conditionnement (granulométrie, pression) du déchet pour pouvoir estimer sa capacité de rétention. En posant $\alpha = \beta = \gamma = 0,5$, afin de respecter les différentes proportions utilisées on obtient pour les mélanges, % CR₁ = 3,2 au lieu de 3,7, % CR₂ = 2,8 au lieu de 2,3 et % CR₃ = 3,5 au lieu de 3,0. Chaque constituant a sa propre porosité et l'interaction entre les différents constituants n'est pas connue. Il est donc souhaitable de déterminer la capacité de rétention des déchets sur site sur un échantillon représentatif du déchet.

Chapitre 2 : Expertise du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet (Alger)

I. Organisation de l'expertise

I.1. Prise de contacts

La prise de contact s'est faite par courrier électronique, postal et par téléphone avec les acteurs de la gestion des déchets de la wilaya d'Alger, du Ministère de l'Aménagement du Territoire et l'Environnement et du Ministère de l'Intérieur et des collectivités locales. La mission économique a été informée. Ces différents courriers ont permis d'échanger plusieurs documents concernant le site.

Deux missions préparatoires ont permis de consolider les liens et un accord de principe a été formalisé. Cet accord a débouché sur la signature d'une convention entre l'exploitant (Net - Com), l'ADEME, L'ENSIL et le Laboratoire d'Architecture et de l'Environnement (LAE) de l'Ecole Polytechnique d'Architecture et d'Urbanisme (EPAU).

Plusieurs laboratoires ont été aussi contactés pour les analyses chimiques. Le LAE / EPAU a été désigné pour servir d'intermédiaire entre l'équipe de direction du projet et ces différents laboratoires.

I.2. Analyse des réponses aux questionnaires

La quantité de déchets enfouis sur le site de Ouled Fayet est en pleine croissance. Le nombre de communes desservies augmente chaque année. La quantité de déchets enfouis est passée de 13 026 T, soit environ 72 T/j, en 2001 à 315 338 T, soit une moyenne de 864 T/j, en 2005. A noter que l'enfouissement dans le premier casier a réellement démarré le deuxième semestre de 2001. Le nombre de communes desservies est passé de 6 à 34.

Cette unité d'enfouissement de déchets est rattachée à l'EPIC Net – Com, qui est chargé de sa gestion et de son exploitation. Le CET d'Ouled Fayet était dans un passé proche, une décharge sauvage qui causait des nuisances aux riverains et posait des problèmes sur l'environnement de la région. Cette décharge a été réhabilitée en 2000 et la cellule qui a servi de dépotoir sauvage a été fermée.

Seuls les déchets ménagers sont autorisés sur le site de Ouled Fayet. Tous les autres déchets sont interdits. Deux casiers ont été exploités (1 et 2) et un troisième casier (casier 3) est en cours d'exploitation. Le tableau ci-dessous présente l'évolution de la quantité de déchets enfouis depuis le 22 octobre 2002.

Tableau 45 : Evolution de la quantité de déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet

| Casier | Période d'Exploitation | Nombre de Voyages | | | Tonnage (T) | | | Volume (m ³) |
|---------------------|-----------------------------|-------------------|---------------------|---------------|-------------------|---------------------|----------------|--------------------------|
| | | Ordures Ménagères | Terre de Couverture | Total | Ordures Ménagères | Terre de Couverture | Total | |
| N°1 | 22/10/2002 au 18/07/2003 | 19 588 | 1 417 | 21 005 | 86 780 | 9 919 | 96 699 | 193 398 |
| | Du 01/01/2004 au 31/03/2004 | 9 542 | 1 326 | 10 868 | 46 011 | 9 249 | 55 260 | 110 520 |
| Sous Total 1 | | 29 130 | 2 743 | 31 873 | 132 791 | 19 168 | 151 959 | 303 918 |
| N°2 | 19/07/2003 au 31/12/2003 | 14 034 | 338 | 14 372 | 54 433 | 2 366 | 56 799 | 113 598 |
| | Du 01/04/2004 au 05/06/2004 | 5 056 | 330 | 5 386 | 24 987 | 2 310 | 27 297 | 54 594 |
| Sous Total 2 | | 19 090 | 668 | 19 758 | 79 420 | 4 676 | 84 096 | 168 192 |
| N°3 | 06/05/2004 au 31/05/2006 | 115 086 | 6 350 | 121 436 | 583 014 | 49 444 | 632 458 | 1 264 916 |

L'année 2005 a connu une augmentation fulgurante par rapport aux années précédentes pour les raisons suivantes :

- augmentation de la population ;
- fermeture pendant un mois de la décharge publique Oued Smar (cette décharge non contrôlée reçoit les déchets de 56 communes) ;
- augmentation des volumes de déchets d'emballage (cartons, plastiques etc.) ;
- fermeture de certaines décharges sauvages (c'est le cas des décharges de Baba Hasen, Zeralda et Staouali) ;
- opérations d'assainissement initiées par les wilayas.

Les difficultés rencontrées actuellement par l'exploitant sont liées à la remontée du lixiviat en surface. Les puits de captage du biogaz sont remplis de lixiviat, de même les lixiviats collectés ne sont pas traités mais rejetés directement.

I.3. Planification des travaux d'expertise

Deux missions ont été effectuées. La première a permis de former le personnel du site pour le suivi du centre suivant le protocole ADEME et de valider certains paramètres. La deuxième s'inscrit dans la continuité de la première, a permis de faire l'état d'avancement du suivi et d'analyser l'évolution de certains paramètres.

Ces deux missions ont permis aussi de caler la répartition des tâches pour la mise en place du suivi sur une année de référence comme prévue dans le guide.

II. Validation du guide d'expertise

La connaissance de la nature des déchets, de leur origine et de la variabilité des flux entrants sur le site d'enfouissement est fondamentale pour concevoir et planifier le mode de gestion, la capacité de stockage, l'exploitation et la durée de vie du centre d'enfouissement technique.

Pour s'affranchir des erreurs liées à la récupération des produits dans les déchets durant son acheminement sur le site, la caractérisation physique (tri par taille et composition par catégorie), et la densité, la capacité de rétention ont été réalisées sur le site.

Le tableau 46 ci dessous présente les paramètres validés sur le site d'Ouled Fayet.

Tableau 46 : Paramètres validés sur le site d'Ouled Fayet

| N° | Paramètres | Validation | Observation |
|----|--|------------|--|
| | Déchets entrants | | |
| 1 | Caractérisation physique | X | Tri par taille / Catégorie |
| 2 | Caractérisation chimique de base | X | %MO, %Corg, S ²⁻ Métaux lourds |
| 3 | Teneur en eau | X | %H sur fines et sur l'ensemble |
| 4 | Densité | X | Mesure à la tombée des camions |
| 5 | Origine et flux des déchets entrants | X | EPIC Net - Com Enquêtes |
| | Déchets stockés | | |
| 6 | Tassements des déchets | X | Reliés à l'évolution de la densité des déchets stockés (par fouille) |
| 7 | Comportement des déchets à l'eau | X | Capacité de rétention |
| 8 | Perméabilité | | |
| 9 | Bilan hydrique et production de lixiviats | X | Modèle, mesures de débit |
| 10 | Composition lixiviats | X | Analyse chimique du lixiviat |
| 11 | Mesure de production de gaz : flux surfacique | | |
| 12 | Calcul de production de biogaz | X | Modèle stoechiométrique Modèle LOCM |
| 13 | Composition de biogaz | | |
| 14 | Potentiel méthanogène | | |
| | Rubriques d'enquête | | |
| 15 | Température | | |
| 16 | Milieu souterrain | X | Documents liés au site |
| 17 | Milieu naturel et hydrographie | X | Observation et analyse de l'oued |
| 18 | Environnement humain et réglementaire | X | Documents et observation |
| 19 | Contexte général du stockage des déchets | X | Documents |
| 20 | Aménagement fonctionnels et suivi d'exploitation | X | Net - Com et EPAU |
| 21 | Coûts d'exploitation | | |

III. Résultats et discussions

III.1. Caractérisation physique (paramètre 1)

La caractérisation physique est effectuée sur les déchets entrant directement sur le site. La masse de déchets prélevés est comprise entre 250 Kg et 400 Kg. La caractérisation est effectuée suivant la méthode présentée dans la figure 4 page 99. Deux campagnes durant le printemps 2006 et une autre durant l'été 2006 ont permis de connaître la nature des déchets collectés durant ces deux saisons à Alger.

Le bilan global du tri granulométrique et du tri par catégories est une moyenne arithmétique de la masse de l'ensemble des bennes triées pendant ces différentes caractérisations.

Les résultats (Tableau 48, page 135) montrent que du printemps à l'été, les proportions des différentes catégories de déchets évoluent pour les quatre catégories de déchets : putrescibles, papiers -cartons, textiles et plastiques. Or les putrescibles, les papier- cartons et textiles sont très hydrophiles. On pouvait penser qu'avec l'été et la forte température, l'humidité serait en baisse dans les déchets comme le présentent certains documents reçus avant l'expertise, mais la forte teneur en putrescibles ne permet pas de confirmer cette hypothèse.

L'humidité des déchets n'a pas permis le tri par catégories des déchets de taille inférieure à 30 mm. Cette étude sur le site d'Ouled Fayet montre que les déchets enfouis sont en grande proportion des putrescibles. (Cf. Annexe 7 : les photos du dispositif expérimental).

III.1.1. Tri par taille

La séparation des déchets par taille a permis d'obtenir les proportions des fractions granulométriques : fines inférieures (< 10 mm), fines supérieures ($10 < d < 30$ mm), moyennes ($30 < d < 100$ mm) et grosses ($d > 100$ mm). Les proportions obtenues au cours des deux campagnes sont restées identiques. Les résultats de la première campagne du printemps 2006 et de celle de l'été 2006 sont complétés sur un tamis de maille carré de côté égal à 10 mm.

Les différents résultats de ces trois campagnes de caractérisation physique ont été exprimés en pourcentage massique et par rapport à la masse de déchets humides. Le tableau 47 ci-dessous présente les différents résultats obtenus.

Tableau 47 : Répartition par taille des déchets d'Alger

| Taille Campagne | Gros (d > 100 mm) | Moyens (30 < d < 100 mm) | Fines supérieures (10 < d < 30 mm) | Fines inférieures (d < 10 mm) |
|---------------------------|----------------------|-----------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|
| Printemps 2006 (%) | | | | |
| 1 ^{ère} campagne | 27,6 | 59,2 | 13,2 | |
| 2 ^{ème} campagne | 27,3 | 56,6 | 7,8 | 8,3 |
| Eté 2006 (%) | | | | |
| 3 ^{ème} campagne | 19,4 | 65 | 8,2 | 7,4 |

Les résultats de la première et deuxième campagne du printemps 2006 montrent une proportion de moyens de plus de 50 % et, de fines et gros dans un rapport de ¼. La répartition des fines correspond à 50 % entre 10 et 30 mm et à 50% inférieures à 10 mm. Contrairement aux déchets de Ouagadougou où les fines représentent 71 à 74 %, les moyens 14 à 17 % et les gros 9 à 15 % (Tezanou 2002). Les fines (d < 30 mm) dans le cas de cette étude représentent 13 à 16 % de l'ensemble.

La proportion de moyens a augmenté d'au moins 9 % en été 2006 au détriment des gros par rapport au printemps 2006. Cette augmentation est due au changement du régime alimentaire. On constate une forte proportion de fruits et légumes. Les fines n'ont vraiment pas connu de variation entre les deux saisons.

III.1.2. Composition par catégorie

Les déchets ménagers enfouis sur le site d'Ouled Fayet sont constitués principalement de déchets putrescibles et de déchets d'emballages (papiers cartons, textiles, plastiques). Ces derniers constituent environ 80 % de la masse de déchets avec une proportion de putrescibles sur l'ensemble des gros et moyens pouvant atteindre 57 %. A noter que les fines constituent pratiquement 16 % de l'ensemble et sont composées essentiellement de putrescibles.

La composition des déchets entrant sur le site d'Ouled fayet, varie significativement du printemps à l'été. Les putrescibles augmentent au détriment des autres composants. Les pourcentages en papiers –cartons, textiles et plastiques n'ont guère changé quelles que soient les saisons.

Tableau 48 : Composition par catégorie des déchets entrants du CET d'Ouled Fayet (%)

| Fraction Granulométrique | Catégorie | Printemps 2006 | | Été 2006 |
|-----------------------------|--------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| | | 1 ^{ère} campagne (%) | 2 ^{ème} campagne (%) | 3 ^{ème} campagne (%) |
| Gros (d > 100 mm) | <i>Putrescibles</i> | 8,6 | 11,1 | 6,7 |
| | <i>Papiers - cartons</i> | 23,6 | 28,5 | 27,7 |
| | <i>Textiles</i> | 24,3 | 23,6 | 26,2 |
| | <i>Plastiques</i> | 32,9 | 29,2 | 31,1 |
| | <i>CNC</i> | 2,9 | 1,4 | 1,5 |
| | <i>Verres</i> | 2,9 | 1,4 | 1,0 |
| | <i>Métaux</i> | 3,6 | 2,1 | 3,1 |
| | <i>INC</i> | 1,4 | 2,8 | 2,7 |
| | <i>Déchets spéciaux</i> | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Moyens (30 < d < 100 mm) | <i>Putrescibles</i> | 75,9 | 78,1 | 86,4 |
| | <i>Papiers - cartons</i> | 6,0 | 6,7 | 2,8 |
| | <i>Textiles</i> | 5,7 | 5,0 | 2,9 |
| | <i>Plastiques</i> | 6,3 | 7,0 | 3,5 |
| | <i>CNC</i> | 0,7 | 1,7 | 1,8 |
| | <i>Verres</i> | 3,0 | 0,3 | 0,8 |
| | <i>Métaux</i> | 2,0 | 0,7 | 1,1 |
| | <i>INC</i> | 0,3 | 0,3 | 0,0 |
| | <i>Déchets spéciaux</i> | 0,13 | 0,1 | 0,8 |

Les déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet sont essentiellement des putrescibles comme dans la plupart des PED. Le tableau 49 ci-dessous permet de résumer la situation, prenant en compte les proportions de gros, moyens et fines pour chaque campagne. Sachant que le tri par catégorie suivant les tailles apporte plus d'information sur la répartition des déchets.

Tableau 49 : Composition globale des déchets enfouis

| Catégories | 1 ^{ère} Campagne (%) | 2 ^{ème} Campagne (%) | 3 ^{ème} Campagne (%) |
|--------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| <i>Putrescibles</i> | 47,3 | 47,2 | 57,5 |
| <i>Papiers - cartons</i> | 10,0 | 11,6 | 7,2 |
| <i>Textiles</i> | 10,0 | 9,3 | 7,0 |
| <i>Plastiques</i> | 12,8 | 11,9 | 8,3 |
| <i>CNC</i> | 1,2 | 1,3 | 1,5 |
| <i>Verres</i> | 2,6 | 0,6 | 0,7 |
| <i>Métaux</i> | 2,2 | 0,9 | 1,3 |
| <i>INC</i> | 0,6 | 0,9 | 0,5 |
| <i>Déchets spéciaux</i> | 0,1 | 0,1 | 0,5 |
| <i>Fines</i> | 13,2 | 16,1 | 15,6 |

Ce tableau montre une proportion de putrescibles variant du printemps à l'été de 47 % à 57 %. Cependant il serait plus judicieux d'ajouter la teneur des fines qui sont constituées essentiellement de putrescibles. On obtiendrait alors environ 60 à 73 % de putrescibles dans le gisement du déchet algérien.

III.2. Caractérisation chimique (paramètre 2)

On peut grossièrement apprécier la chimie des déchets bruts à partir de l'analyse physique des déchets. En effet certains matériaux ont une composition chimique connue et il n'est donc pas nécessaire, dans une première approche de recourir à des analyses complexes alors qu'on connaît les proportions des matériaux. Ainsi afin de réduire le nombre et le coût des analyses chimiques, il a été procédé aux mesures suivantes.

III.2.1. Teneur en matière organique

La teneur en matière organique a été réalisée sur les déchets de taille inférieure à 30 mm et sur les putrescibles. Les résultats obtenus sont très proches les uns des autres. La variation observée sur la dernière correspond à la nature des putrescibles qui sont essentiellement des fruits. A noter que les matières terreuses sont en faible proportion par rapport aux deux premières campagnes.

Les putrescibles et les fines présentent une forte teneur en matière organique, 66 à 82 % de matière organique. Ces résultats sont très proches de ceux donnés dans la littérature (Tchobanoglous *et al.*, 1993 ; ADEME, 1999). Cette composition montre l'importance de la charge organique enfouie. Les autres campagnes pendant le suivi permettront de mieux connaître les déchets d'Alger en automne et en hiver et, par conséquent donneront une image plus nette des déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet

Le Tableau ci dessous présente les différents résultats obtenus pendant les trois campagnes.

Tableau 50 : Teneur en matière organique

| Taille | % MO dans les Putrescibles | | | % MO dans les Fines < 30 mm |
|---------------------------|----------------------------|----------------------|---------------------------|--------------------------------|
| | Gros (> 100 mm) | Moyens <100 – 30> | Global (gros + moyens) | |
| Printemps 2006 | | | | |
| 1 ^{ère} campagne | 83,9 | 76,0 | 68,1 | 74,0 |
| 2 ^{ème} campagne | 80,6 | 79,2 | 66,8 | 65,7 |
| Eté 2006 | | | | |
| 3 ^{ème} campagne | 86,0 | 80,0 | 68,8 | 82,0 |

Ces résultats montrent que toutes les fractions sont composées essentiellement de MO. On pourrait aussi remarquer que la teneur en MO dans les fines est représentative de ce qu'on peut constater dans les putrescibles. La valeur de la matière organique, analysée par la perte au feu, varie selon les catégories de déchets ; les plastiques en contiennent 92 %, les textiles 90 %, le bois 84 %, les putrescibles et les papiers cartons 82 % chacun et pour les autres fractions telles que les incombustibles non classés etc. les teneurs sont très faibles (François, 2004).

III.2.2. Teneur en carbone organique (Corg)

La teneur en carbone organique est bien ici la conséquence de la teneur en matière organique contenue dans les déchets. Elle évolue de la même façon que la teneur en MO des gros moyens et fins. Le tableau 51 présente les différentes teneurs en Corg obtenues.

Tableau 51 : Teneurs en carbone organique (%)

| Taille | Putrescibles | | | Fines < 30 mm |
|---------------------------|--------------------|----------------------|---------------------------|------------------|
| | Gros (> 100 mm) | Moyens <100 – 30> | Global (gros + moyens) | |
| Printemps 2006 (%) | | | | |
| 1 ^{ère} campagne | 66,7 | 55,9 | 51,5 | 44,2 |
| 2 ^{ème} campagne | 64,3 | 54,5 | 48,4 | 44,0 |
| Eté 2006 (%) | | | | |
| 3 ^{ème} campagne | 67,2 | 57,6 | 50,5 | 58,0 |

En s'intéressant aux rapports Corg /MO, on obtient le tableau ci-dessous. La teneur en Corg apparaît fortement liée à la teneur en MO contenue dans les putrescibles.

Tableau 52 : Rapport % Corg/ % MO pour les déchets de différentes tailles

| | | gros | moyens | Global (gros+moyens) | fines |
|----------|---------------------------|------|--------|-------------------------|-------|
| Corg/ MO | 1 ^{ère} Campagne | 0,80 | 0,74 | 0,76 | 0,60 |
| | 2 ^{ème} Campagne | 0,80 | 0,69 | 0,72 | 0,67 |
| | 3 ^{ème} Campagne | 0,78 | 0,72 | 0,73 | 0,71 |

Ce rapport peut être suivi comme un indicateur de dégradation des déchets au sein du massif et peut traduire une relation entre la MO biodégradable et le carbone organique. A noter que la MO estimée par les solides volatils ne représente pas uniquement la matière biodégradable. Les composants présents dans les déchets doivent être aussi bien identifiés car certains génèrent des taux de matière organique important malgré leur faible dégradation au

cours du temps. Selon certains auteurs (Gachet *et al.*, 2003, François 2004), ce rapport diminue en fonction de l'âge des déchets.

III.2.3. Teneur en métaux lourds

Malgré la quasi absence de sources potentielles des métaux lourds telles que les piles, les batteries, les accumulateurs, les thermomètres, les seringues, les câbles électriques etc., on constate néanmoins une forte teneur en métaux lourds dans les fines (< 30 mm). Le tableau ci-dessous présente les résultats obtenus.

Tableau 53 : Teneurs métaux lourds ($\text{mg.Kg}^{-1}\text{MS}^{-1}$) dans les fines (< 30 mm)

| Métaux | Précision | Fines (1) | Fines (2) | Fines (3) |
|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Cadmium (Cd) | ± 2 | 55,2 | 50,6 | 55,0 |
| Cuivre (Cu) | ± 3 | 200,0 | 245,1 | 210,1 |
| Nickel (Ni) | ± 3 | 354,6 | 365,0 | 300,5 |
| Plomb (Pb) | ± 5 | 552,3 | 503,5 | 522,3 |
| Zinc (Zn) | ± 2 | 320,4 | 360 | 275,8 |

(1), (2) et (3) : différentes campagnes

Ces concentrations pourraient être liées à des produits de consommation ; les métaux peuvent se retrouver dans les papiers cartons, les textiles, les plastiques, les combustibles non classés (CNC), les incombustibles non classés (INC) etc. A noter qu'il y a très peu de déchets spéciaux dans les déchets triés. On retrouve très peu de piles, seringues etc.

Le cadmium peut être généré par les accumulateurs mais aussi par les plastiques, les verres (colorants) et métaux (alliages). Le cuivre peut être généré au sein du massif par les câbles électriques et métaux mais aussi par les textiles et les plastiques. Le nickel est issu des métaux (alliage – nickelage), des accumulateurs (nickel – cadmium) mais aussi par des textiles et des verres. Le plomb est apporté par les accumulateurs, le plomb de chasse mais aussi par les peintures. Le zinc est souvent généré au sein des massifs de déchets par les piles, les boîtes de conserves mais aussi par les plastiques, les verres les peintures, les textiles, les papiers cartons. On risque de retrouver du mercure par la présence de thermomètres, de piles mais aussi issu des amalgames dentaires et des lampes.

Ces métaux vont se retrouver complexés avec la MO ou piégés sous forme de sulfures métalliques au sein du massif. Les valeurs des teneurs par métal se situent dans les gammes de valeurs trouvées dans la bibliographie (Flyhammar, 1997, Lagier, 2000, François, 2004, Alouémine, 2006).

III.3. Humidité (paramètre 3)

La teneur en humidité des déchets stockés est très élevée. Elle varie de 56 à 74 % pour les putrescibles, de 26 à 54 % pour les papiers – cartons, de 27 à 41 % pour les textiles et pour les combustibles non classés de 40 à 54 %.

L'humidité des textiles est liée à la forte présence des couches culottes très humides. Cette forte teneur est encore plus remarquable en été.

L'humidité globale varie de 45 à 56 % de mai à juillet. L'humidité globale de l'ensemble des déchets est aussi importante et forte en été à cause des putrescibles. Cette valeur de l'humidité peut être corrélée facilement avec la teneur en MO contenue dans les déchets. Il n'a pas été procédé à la détermination de l'humidité des autres composants.

La teneur en eau permet de fixer les conditions d'exploitation d'une décharge et sa connaissance permet de caler certains paramètres d'exploitation comme l'aptitude au compactage, l'épaisseur des couches de mise ne dépôt, la durée minimale avant le recouvrement. Il faut noter que les engins utilisés sur le site sont pour la plupart des engins utilisés dans le génie civil pour le terrassement des routes. Les pressions exercées sont très élevées et sûrement constituent un grand problème pour l'exploitation du site

L'humidité des fines a été déterminée directement après quartage successif sur les fines ($d < 30$ mm) obtenues après le tri par taille. Le tableau 54 ci-dessous présente les différents résultats obtenus.

Tableau 54 : Humidité des différents composants des déchets (%)

| | | Gros | Moyens | Fines |
|------------------------------|------------------|------|--------|-------|
| 1 ^{ère} campagne | putrescibles | 56,1 | 65,3 | - |
| | papiers- cartons | 31,1 | 36,4 | - |
| | textiles | 35,0 | 46,0 | - |
| | CNC | nd | nd | - |
| | Global/ taille | 20,6 | 54,4 | 56,0 |
| | Global/ déchets | 45,3 | | |
| 2 ^{ème} campagne | putrescibles | 68,5 | 72,3 | - |
| | papiers- cartons | 32,2 | 51,3 | - |
| | textiles | 48,0 | 46,3 | - |
| | CNC | nd | 54,7 | - |
| | Global/ taille | 28,1 | 63,2 | 53,2 |
| | Global/ déchets | 52,0 | | |
| 3 ^{ème} campagne | putrescibles | 67,6 | 74,1 | - |
| | papiers- cartons | 26,2 | 53,7 | - |
| | textiles | 27,2 | 41,3 | - |
| | CNC | 40,0 | 41,7 | - |
| | Global/ taille | 19,5 | 67,5 | 56,0 |
| | Global/ déchets | 56,4 | | |

Cette situation n'est pas isolée, la majorité des déchets des PED ont une teneur en humidité importante comprise entre 50 à 75 %. Elle provient de la nature des déchets, constitués en forte proportion de matières putrescibles.

Cette forte teneur va beaucoup influencer sur la dégradation et l'exploitation du massif, ce qui est observé sur le site. Le massif est trop humide ce qui rend difficile l'exploitation et même après fermeture le massif peut rester gorgé d'eau si le drainage est défaillant (casier 1 et 2). Bien que la masse d'eau soit directement liée à la composition intrinsèque des déchets entrants et la pluviométrie pendant l'exploitation, la répartition de cette masse d'eau est fortement affectée par les conditions de stockage. Ainsi, le dépôt des déchets sous forme de couches devrait générer des zones de porosité plus importante affectant la rétention d'eau. Le niveau d'humidité et sa répartition au sein d'un casier dépendent donc fortement du mode

d'exploitation. Ainsi, la mise en place régulière ou ponctuelle de sols est une pratique d'exploitation dont les objectifs sont d'éviter la prolifération d'espèces animales sur le site, de réduire l'entraînement de déchet par le vent (sacs plastiques, ...). Dans le cas de sols argileux utilisés sans discernement, la couche subit des compactages de la part des engins utilisés comme c'est le cas du site d'Ouled Fayet, et va donc modifier la répartition de l'eau au sein du massif. De par son imperméabilité, elle bloque la percolation de l'eau qui s'accumule alors au centre du casier. L'humidité est non uniformément répartie. En effet elle varie beaucoup au sein du casier et peut dans certaines zones diminuer ou augmenter brutalement compte tenu des gradients thermiques (phénomènes d'évaporation et de condensation au contact de la couche d'argile) ou réaction biochimique. Les couches de sols argileux mises en place au cours du remplissage constitueront des barrières physiques à la circulation de l'eau pendant le remplissage du casier (précipitation et évaporation) et après sa fermeture (percolation, condensation).

III.4. Densité (paramètre 4)

Plusieurs mesures ont été réalisées pour la détermination de la densité des déchets entrants et stockés dans le casier 1. La première mesure est réalisée à l'aide de seaux de 11 litres remplis puis peser, la deuxième a consisté à mettre des fûts coupés de volume égal à 76,5 litres, dans les casiers. Ces fûts reçoivent directement les déchets déchargés par les bennes et camions arrivant sur le site. Les résultats obtenus sont dans le tableau ci-dessous.

Tableau 55 : Densité des déchets (T/m³)

| | Densité des déchets entrants | | Densité des déchets stockés |
|------------|------------------------------|-----------|-----------------------------|
| | Méthode 1 | Méthode 2 | |
| Moyenne | 0,49 | 0,55 | 0,76 |
| Ecart type | 0,05 | 0,04 | 0,04 |
| Variance | 0,002 | 0,001 | 0,001 |
| Maximale | 0,55 | 0,60 | 0,80 |
| Minimale | 0,41 | 0,50 | 0,73 |

La méthode de détermination de la densité du déchet est primordiale. Les déchets dans les bennes sont probablement à une densité supérieure à 0,5 T/m³, mais cette structure mécanique est déstabilisée par le déchargement sur site. Aussi la mesure par remplissage de seaux de déchets en vrac ne permet pas d'apprécier ce paramètre parce qu'elle s'éloigne

encore de la réalité de dépôt des déchets. Cependant réaliser les mesures in situ par disposition des fûts permet de mieux se rapprocher de la mise en place des couches au sein du casier avant compactage. La meilleure façon de déterminer ce paramètre à l'entrée des déchets serait de déstocker les déchets entrants après passage des engins ou tout au moins avoir un pont bascule à l'entrée du site pour le passage des bennes tasseuses de volume connu. Si pour les déchets entrants, il a été réalisé plus de 20 mesures de densité par remplissage de seaux et plus de 10 par disposition des fûts dans le casier, pour les déchets stockés seulement trois mesures ont pu être réalisées à cause de la remontée de l'eau au sein des casiers. Les mesures effectuées ne sont pas représentatives mais permettent de renseigner sur le paramètre. Les déchets stockés sont ceux retrouvés juste en dessous de la couverture finale du casier 2. Ces mesures même ponctuelles renseignent sur le tassement des déchets au sein du massif. La densité augmentera probablement en profondeur, ce qui est lié au tassement des déchets.

III.5. Origine et flux des déchets entrants (5)

Le CET d'Ouled fayet reçoit actuellement des déchets en provenance de plus de 34 communes de la wilaya d'Alger et alentours. D'après les informations et statistiques de Net Com, 38 % des communes payent pour l'enfouissement de leur déchet, 61 % sont abonnés à Net Com qui s'occupe directement de la collecte et environ 1 % (les communes d'Ouled Fayet, de El Harrach et de Casbah.) ont un accès gratuit sur le site pour stocker ces déchets. Environ 44 000 m³ de déchets sont enfouis par mois. Le nombre de voyage de camions transportant les déchets sur le site est d'environ 4550 par mois.

Tous les autres déchets (industriels, chimiques, déchets d'abattoirs etc.) sont interdits d'accès. L'accès au CET d'Ouled Fayet est conditionné par la présentation de bons spécifiques, daté et signé par l'organisme détenteur des droits d'accès. Ces bons sont acquis au niveau du service -vente de la direction de l'EPIC Net – Com. Les déchets acheminés sont déversés directement dans le casier d'enfouissement, où les agents vérifient leur nature.

III.6. Capacité de rétention (paramètre 7)

La détermination de la capacité de rétention a été réalisée après quartage sur des déchets, séchés au soleil pendant un peu plus de 48 heures, de masse 5 Kg en statique puis sur environ 18 Kg en dynamique. Plusieurs essais ont été réalisés en statique afin d'adapter les résultats en laboratoire et d'optimiser les mesures. Les essais sont effectués en dynamique

pendant un temps de percolation de plus de 4 jours pour déterminer la capacité du déchet à retenir l'eau. Après quartage successif 16,87 (18 Kg) ont été prélevés puis stockés dans un fût de 150 L suivant une densité de $0,55 \text{ T/m}^3$. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure ci-dessous. (Cf. Annexe 7' : les photos du dispositif expérimental).

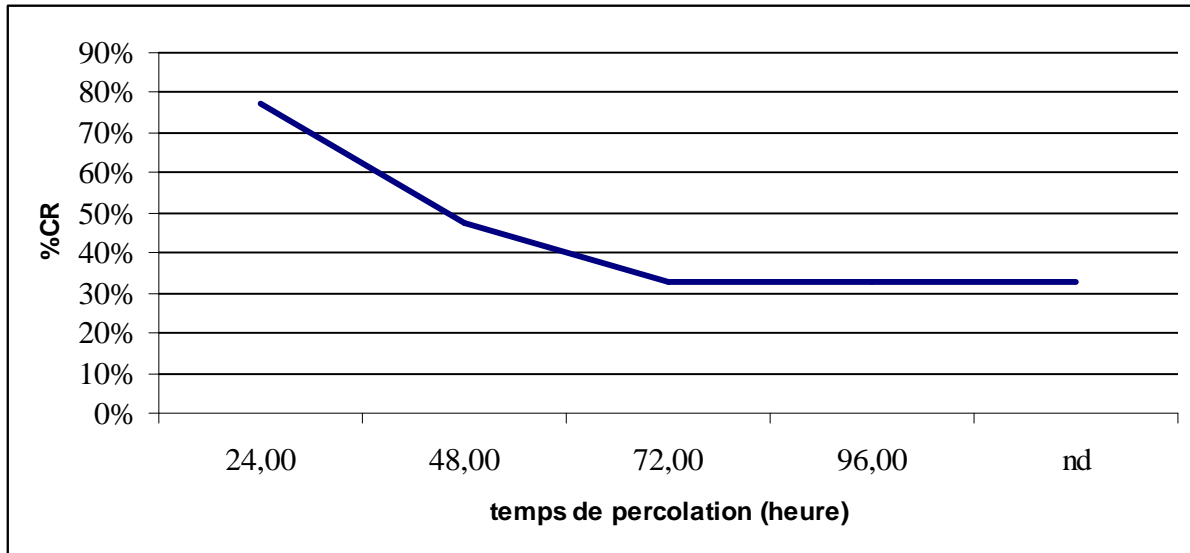


Figure 6 : Evolution de la capacité de rétention dans une colonne de déchet

Au bout de 72 heures de percolation, l'écoulement est devenu très faible presque nul. La CR s'est stabilisée autour de 32,6 %. La capacité de rétention est obtenue en dynamique pendant l'intervalle de temps allant de 48 à 72 heures. D'autres essais en cours permettront de fixer le temps de relargage maximal du déchet. D'autres essais ont permis de voir l'influence de la pression exercée par les couches successives au sein du massif. Pour une pression exercée de $673,11 \text{ N/m}^2$ outre la pression atmosphérique de 10^5 N/m^2 qui intervient dans les deux cas, on obtient pratiquement les mêmes résultats soit 33,6 % (à 2% près). Les essais en cours permettront de valider ces résultats. Ces valeurs sont très proches de celles retrouvées dans la bibliographie. La première valeur obtenue au bout de 24 heures est à prendre avec précaution parce que les déchets ont été séchés au soleil et certains sont encore humides au moment de l'opération. Cependant l'influence de la densité n'est pas encore bien cernée. Toutefois la capacité de rétention diminuera en profondeur quand la densité augmente. Le tableau ci-dessous présente deux mesures, une statique, réalisée dans des fûts (Volume # 76 L) et la deuxième en dynamique dans des fûts (Volume # 150 L).

Tableau 56 : Mesure de la capacité de rétention (CR)

| Régime | Statique | Dynamique (Pression P = 673,1 N/m ²)* |
|-------------------|----------|--|
| Valeurs de CR (%) | | |
| Moyenne | 30,33 % | 33,56 % |
| Ecart type | 0,01 | 0,003 |
| Variance | 0,0001 | 1,03E-05 |
| Maximum | 32,00 % | 33,79 % |
| minimum | 30,00 % | 33,33 % |

(*) A noter qu'il faut ajouter la pression atmosphérique 10⁵ N/m².

Toutefois il faut nuancer ces résultats, étant donné que les deux méthodes n'ont pas été appliquées aux déchets d'une même saison et par conséquent de nature différente. Mais au vu des résultats des différentes caractérisations réalisées, on peut comprendre que plus il y a de putrescibles plus la capacité de rétention est forte. Ce qui est le cas des déchets de la deuxième campagne.

La valeur obtenue en dynamique, sera utilisée dans la suite pour le bilan hydrique parce qu'elle semble être plus proche de la réalité.

III.7. Production de lixiviat : Bilan Hydrique (paramètre 9)

Il a été procédé à des mesures de débits dès le début de l'expertise. Pour 2006 les données météorologiques (pluviométrie, température, évapotranspiration potentielle) sont les moyennes de valeurs sur 10 ans, prises auprès des services météorologiques. Le tableau ci-dessous présente les débits moyens obtenus depuis la mise en place du suivi. Quelques fuites provenant uniquement du casier 3 (en exploitation) ont été observées, occasionnant des débits parasites de l'ordre de 48 L/mn.

Tableau 57 : Débits journaliers moyens mesurés (L/mn)

| | Avril 2006 | Mai 2006 | Juin 2006 | Juillet 2006 |
|------------|------------|----------|-----------|--------------|
| Moyenne | 42,1 | 41,7 | nd | 51,9 |
| Ecart type | 2,0 | 1,9 | nd | 1,0 |
| Variance | 3,9 | 3,6 | nd | 0,9 |
| Maximum | 45,0 | 45,0 | nd | 51,9 |
| Minimum | 40,0 | 40,0 | nd | 50,0 |

Ces résultats ont été validés par la deuxième méthode en utilisant le coefficient de rugosité de Manning pour une conduite en PEHD (n = 0,011).

L'exploitation des données météo et des paramètres mesurés a permis de vérifier le modèle théorique du bilan hydrique présenté dans la deuxième partie de l'étude. Le modèle a été appliqué aux casiers 1 et 2 puis au casier 3 en cours d'exploitation. Les hypothèses de base sont les suivantes :

| | Météo : Pluviométrie annuelle (mm) | Evapotranspiration (mm) |
|--------------|-------------------------------------|-------------------------|
| | 2003 733 | 870 |
| | 2004 706 | 830 |
| Données : | 2005 596 | 1104 |
| | 2006 629 | (moyenne décennale) 980 |
| | % H déchets entrants = 50 % | |
| | CR déchets = 33 % | |
| | Temps de demi-percolation= 8 mois | |
| Hypothèses : | % chemins préférentiels = 10 % | |
| | % potentiellement évaporable = 30 % | |

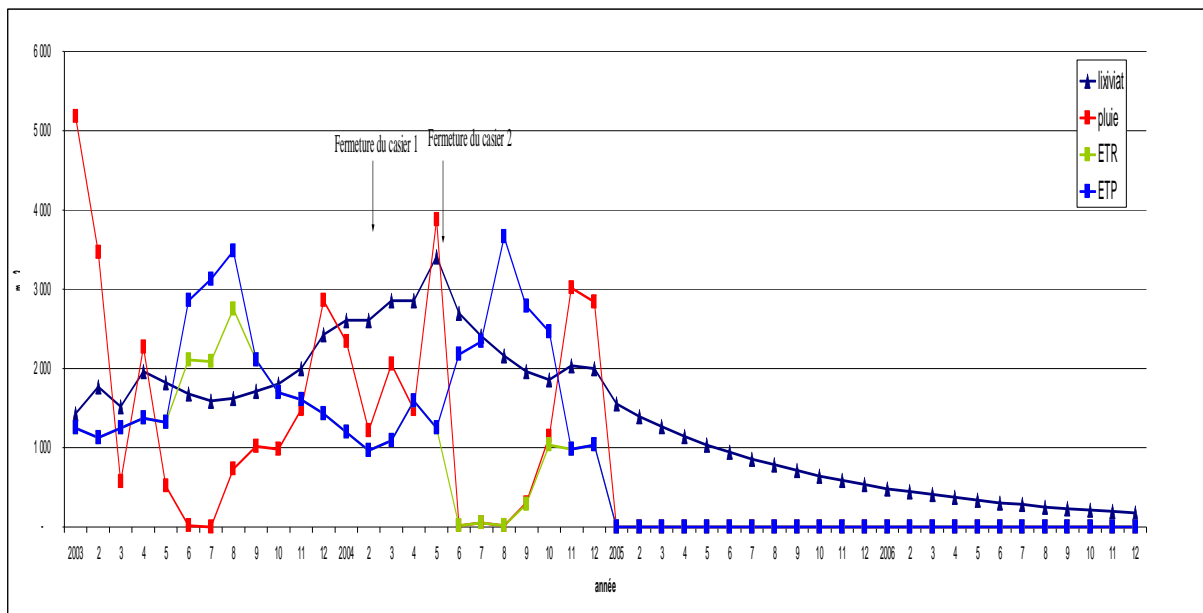


Figure 7 : Bilan hydrique sur les casiers 1 et 2

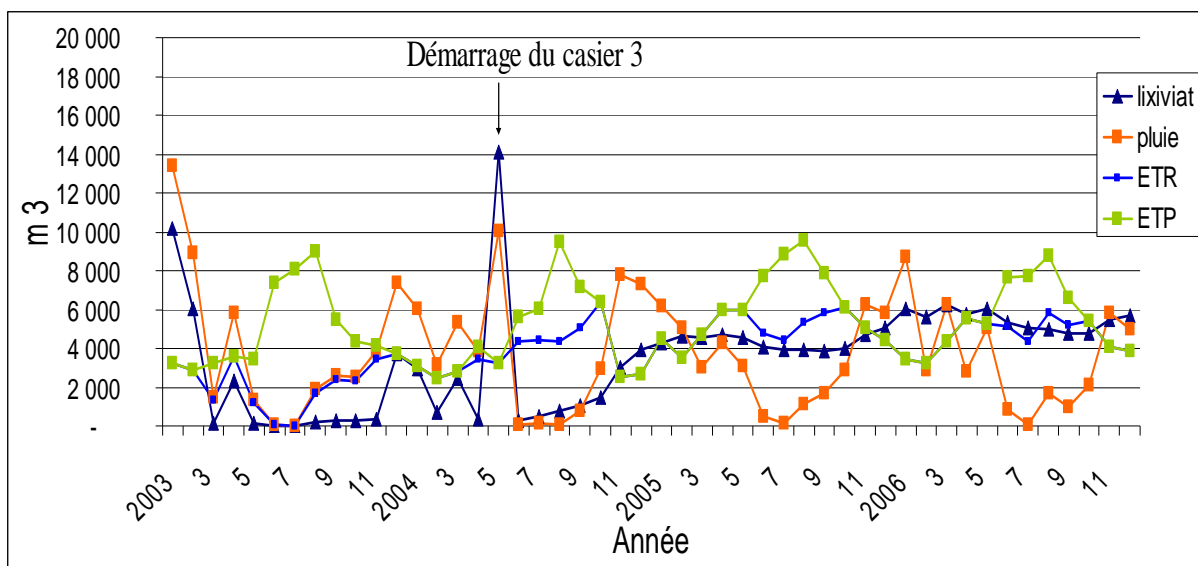


Figure 8 : Bilan hydrique sur le casier 3 (en exploitation)

Les écarts constatés se justifient par la présence de lixiviat non drainé au sein de la décharge. Les casiers 1 et 2 sont encore gorgés d'eau. Les valeurs comparées du débit de lixiviat calculé et mesuré (Cf. tableau 58) illustrent les problèmes de drainage de lixiviat dans les 3 casiers

Tableau 58 : Comparaison des valeurs mesurées et prévues par le modèle (L/mn)

| | Avril 2006 | Mai 2006 | Juin 2006 | Juillet 2006 |
|---------------------------|------------|----------|-----------|--------------|
| Débit moyen +fuite | 90,1 | 89,7 | nd | 99,2 |
| Prédiction (casier 1+2) | 8,6 | 7,8 | 7,2 | 6,5 |
| Prédiction casier 3 | 132,9 | 140,2 | 124,2 | 116,8 |
| Prédiction (casier 1+2+3) | 141,5 | 148,0 | 131,4 | 123,3 |

III.8. Composition du lixiviat (paramètre 10)

Le suivi des paramètres et l'exploitation statistique de l'ensemble des résultats permettent de décrire l'évolution du lixiviat dans le temps et en fonction des saisons. Ceci

permet d'établir des corrélations avec la pluviométrie et de relier l'évolution des différents paramètres entre eux.

Le lixiviat provient du casier 3 mais aussi malgré le mauvais drainage, des casiers 1 et 2, qui ont été fermés et recouverts en été 2004. Sa composition doit par conséquent refléter l'état de dégradation des déchets de 2 ans dans le casier 3 et de 4 ans dans le casier 1 et 2. Par contre la proportion du lixiviat des casiers 1 et 2 est inconnue.

L'analyse de la composition du lixiviat prélevé en mai et juillet 2006, ne permet pas de conclure sur le type de lixiviat jeune ou vieux. Les valeurs de pH (≥ 8), de NTK ($> 1500 \text{ mgN.L}^{-1}$), de S^{2-} ($> 200 \text{ mg.L}^{-1}$), plaident pour un lixiviat vieux, par contre les valeurs de DCO ($> 3000 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$), d'indice SUVA et de métaux lourds sont spécifiques d'un lixiviat jeune. C'est la preuve qu'il s'agit d'un mélange.

Tableau 59 : Synthèse du nombre d'analyses réalisées sur le lixiviat

| Paramètres | Unité | 1 ^{ère} expertise | 2 ^{ème} expertise | Nombre d'analyse |
|---------------------------|--|----------------------------|----------------------------|------------------|
| pH | | 7,8 – 8,5 | 7,9 – 8,2 | 20 |
| Potentiel redox (E_H) | mV | 30 - 45 | 28 | |
| Conductivité | ms/cm | 20 – 28 | 27 – 30 | 20 |
| MES | mg/L | 800 - 900 | 648 - 659 | 10 |
| DCO (*) | mgO_2/L | 3148 – 3532 | 2525 – 3525 | 10 |
| COD | mgC/L | 1453 - 1620 | 1455 - 1700 | 5 |
| Indice SUVA | $\text{m}^{-1}\text{gC}^{-1}.\text{L}$ | 1,2 | 1,6 | 5 |
| DBO_5 | mgO_2/L | | 460 - 480 | |
| NTK | mgN/L | 1050 – 1117 | 1065 – 1454 | 6 |
| NO_2^- | mg/L | 1,3 – 1,8 | 2,1 | 6 |
| NO_3^- | mg/L | 12,2 – 12,8 | 11,5 – 12,4 | 6 |
| PO_4^{3-} | mg/L | 65,3 – 73,6 | 42,7 – 57,6 | 6 |
| S^{2-} | mg/L | 118 – 200 | 250 | 6 |
| Cl- | mg/L | 30 - 38 | 45 | 6 |

(*) Ces valeurs de DCO tiennent compte de la teneur en sulfure des lixiviats.

L'analyse des cations et des anions majeurs a permis d'estimer la pollution minérale relarguée par les déchets. Ce potentiel est important pour les déchets frais et diminue avec l'âge des déchets. Cependant la diminution de la pollution minérale relarguée en fonction de l'âge du déchet est moins marquée que celle de la DCO (François, 2004).

Les concentrations en métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg) sont les suivants.

Tableau 60 : Teneur en métaux lourds des lixiviats ($\mu\text{g/L}$)

| Métaux | Précision | 1 ^{ère} expertise | 2 ^{ème} expertise |
|--------------|---------------|----------------------------|----------------------------|
| Cadmium (Cd) | ± 1 à 2 | traces | traces |
| Cuivre (Cu) | ± 5 | 185 | 245 |
| Nickel (Ni) | ± 6 | 139 | 155 |
| Plomb (Pb) | ± 4 à 5 | 294 | 300 |
| Zinc (Zn) | ± 1 à 2 | 65 | 60 |
| Mercure (Hg) | ± 5 | 189,5 | 214,1 |

Suivant la bibliographie les concentrations en métaux lourds dans les lixiviats sont très faibles. Le lixiviat est riche en espèces inorganiques, des interférences lors du dosage sont envisageables, mais n'ont pas fait l'objet d'une étude particulière. Cependant les teneurs en métaux lourds sont pourtant très élevées. Ces concentrations peuvent être liées au fait que le lixiviat est riche en sulfures qui précipitent les métaux entrants sous formes de particules solides, ce qui est relié aux fortes teneurs en matières en suspension ($\text{MES} > 700 \text{ mg.L}^{-1}$).

III.9. Calcul de production du biogaz (paramètre 12)

Le modèle LOCM : Landfill Odor Characterization Model (Thomas *et al.*, 1992, Chaouki, 2000) a été appliqué. Ce modèle considère deux phases dans la production du biogaz, une phase exponentielle croissante et une autre exponentielle décroissante. Ces deux phases se traduisent par les équations suivantes :

$$t_x < t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_1 G_o N_x \exp[-K_1(t_{1/2} - t_x)]$$

$$t_x > t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_2 G_o N_x \exp[-K_2(t_x - t_{1/2})]$$

Les courbes ci-dessous traduisent l'évolution théorique de la production de biogaz sur le site d'Ouled Fayet pour les casiers 1, 2 et 3.

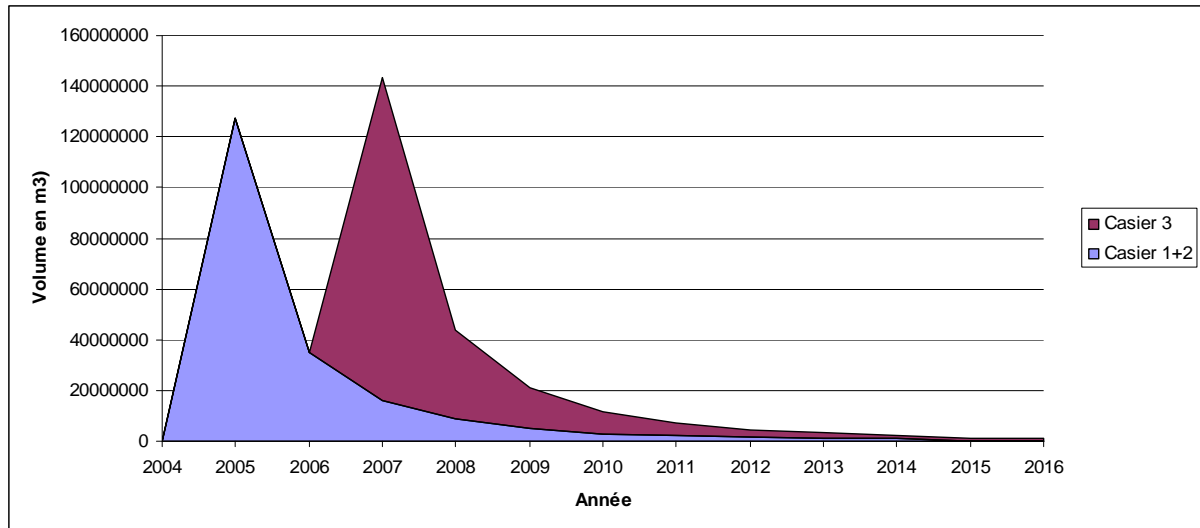


Figure 9 : Estimation de la production sur le site d'Ouled Fayet

III.10. Autres paramètres

III.10.1 Températures (paramètres 15)

La température du massif n'a pas été mesurée

Les températures se situent entre -2°C à 45°C et peuvent atteindre 60°C au soleil. Les vents dominant sont de direction sud ouest en automne et en hiver et peuvent atteindre plus de 40 km/h.

III.10.2 milieu souterrain et milieu naturel (paramètre 16-17)

Le site est sur un terrain argileux. Le versant ouest est constitué de vieux déchets de l'ancienne décharge sauvage. Le site est entouré de près de 50 puits qui sont soit dans des maisons ou des puits de bétail ; 2 puits et un bassin situés dans un rayon de 250 à 300 m ont été visités. Les analyses de DCO, de sulfure de pH et de conductivité indiquent un état de pollution. Ces puits et ce bassin sont utilisés pour servir de source d'approvisionnement pour le bétail. Des analyses de sols pris dans un rayon de 500 m indiquent une pollution en métaux lourds. Les teneurs en métaux lourds trouvées sont très proches de ceux retrouvés dans les déchets. Cette teneur diminue au fur et à mesure qu'on s'éloigne du site.

Il a été aussi procédé à l'élaboration de courbe olfactive. Les odeurs sont détectées dans un rayon de 500 m environ. Cependant quelques pics sont retrouvés à environ 1 km de l'entrée du site. La figure ci-dessous présente les résultats obtenus.

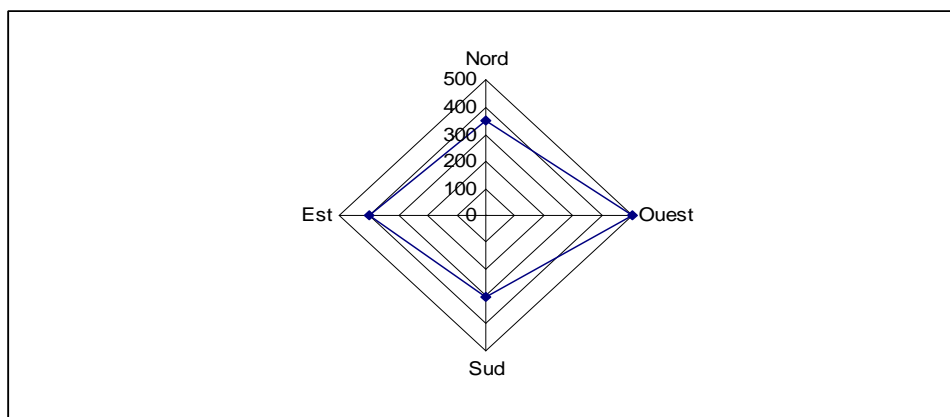


Figure 10 : Courbe olfactive d'Ouled Fayet

Contrairement aux autres sites des PED, il y a moins d'odeurs sur le site d'Ouled Fayet. Les pics isolés sont constatés sur la route qui mène au site et ne sont pas forcément liés à la gestion des déchets sur le site, mais au transport des déchets et peut être aussi à un lieu de récupération situé pas très loin du site.

Plusieurs arbres ont été plantés autour du site pour suivre l'impact du CET sur son environnement direct ; 1312 arbres ont été plantés, actuellement 812 ont survécu. Cependant les populations environnantes continuent la culture de raisin de table autour de la décharge. Les premières sont à moins d'1 mètre de la clôture du site. Le tableau 61 ci-dessous présente les résultats observés sur 1163 espèces plantées autour du site.

Tableau 61 : Suivi des espèces autour du site d'Ouled Fayet

| | Caroubier | Peuplier | Brise vent | Faux poivrier | Pin maritime | Sapin | Eucalyptus |
|-----------|-----------|----------|------------|---------------|--------------|-------|------------|
| Plantées | 200 | 164 | 211 | 280 | 193 | 44 | 70 |
| Survécues | 82 | 65 | 109 | 100 | 90 | 44 | 40 |
| % | 41,0 | 39,6 | 51,7 | 35,7 | 46,6 | 100,0 | 57,1 |

Pratiquement toutes les espèces plantées le long du bassin de récupération du lixiviat ont disparu à l'exception de quelques sapins.

III.10.3 Environnement humain et réglementaire (paramètre 18)

Quarante employés travaillent en permanence sur le site. Mais dans les documents reçus, l'effectif serait de 54. Les employés sont vaccinés et reçoivent des soins médicaux. Mais tous ne sont pas suivis sur le plan sanitaire.

III.10.4 Contexte général du stockage (paramètre 18 - 19)

Les déchets sont quotidiennement étalés compactés et recouverts par de la terre, pour éviter les odeurs. Suite aux remontées de lixiviat au sein des casiers, la couverture intermédiaire a été analysée. Les résultats montrent qu'il s'agissait de terre plus argileuse que végétale. Il a été procédé à une analyse par diffractomètre aux rayons X et à une caractérisation granulométrique suivant la norme Afnor. La répartition granulométrique réalisée faute de moyens plus performants entre 40 et 4000 μm est révélatrice à plus d'un titre.

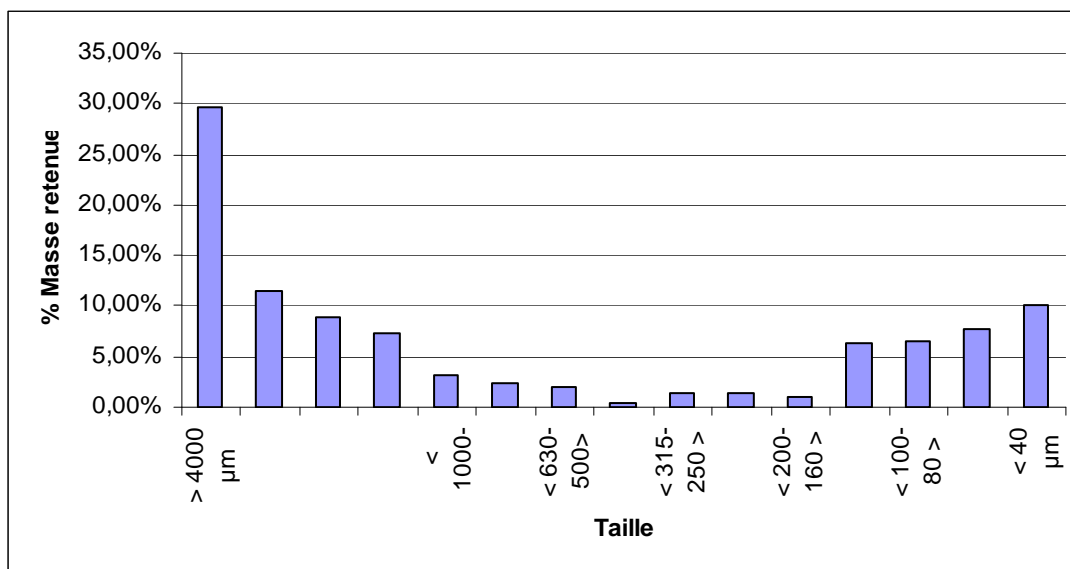


Figure 11 : Répartition granulométrique.

S'il y a 30 % de particules supérieures 4000 μm , 10 % des particules ont une taille inférieure 40 μm donc dans le domaine de limon et argiles, ce qui révèle le diffractogramme RX (Cf. figure 12).

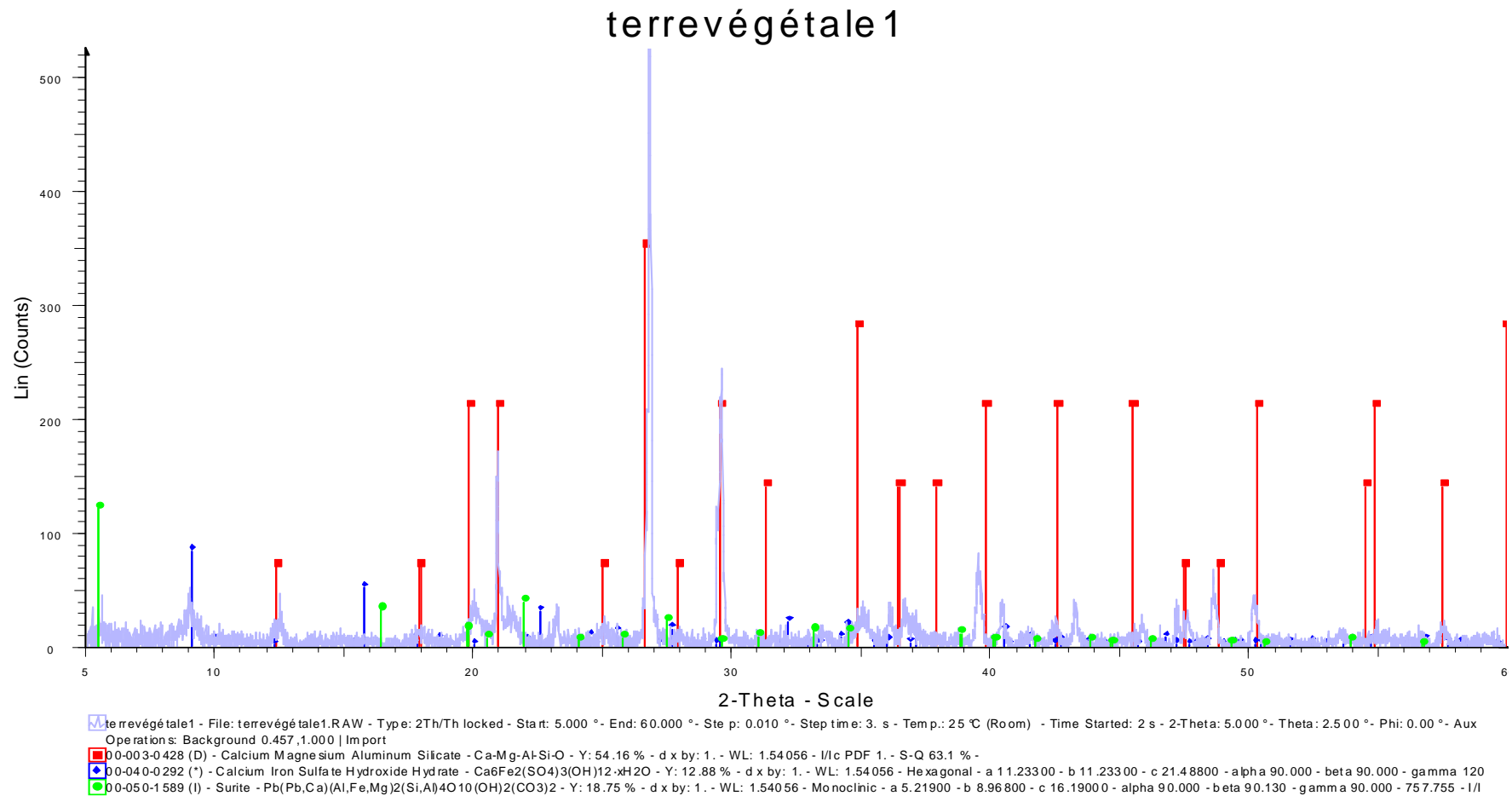
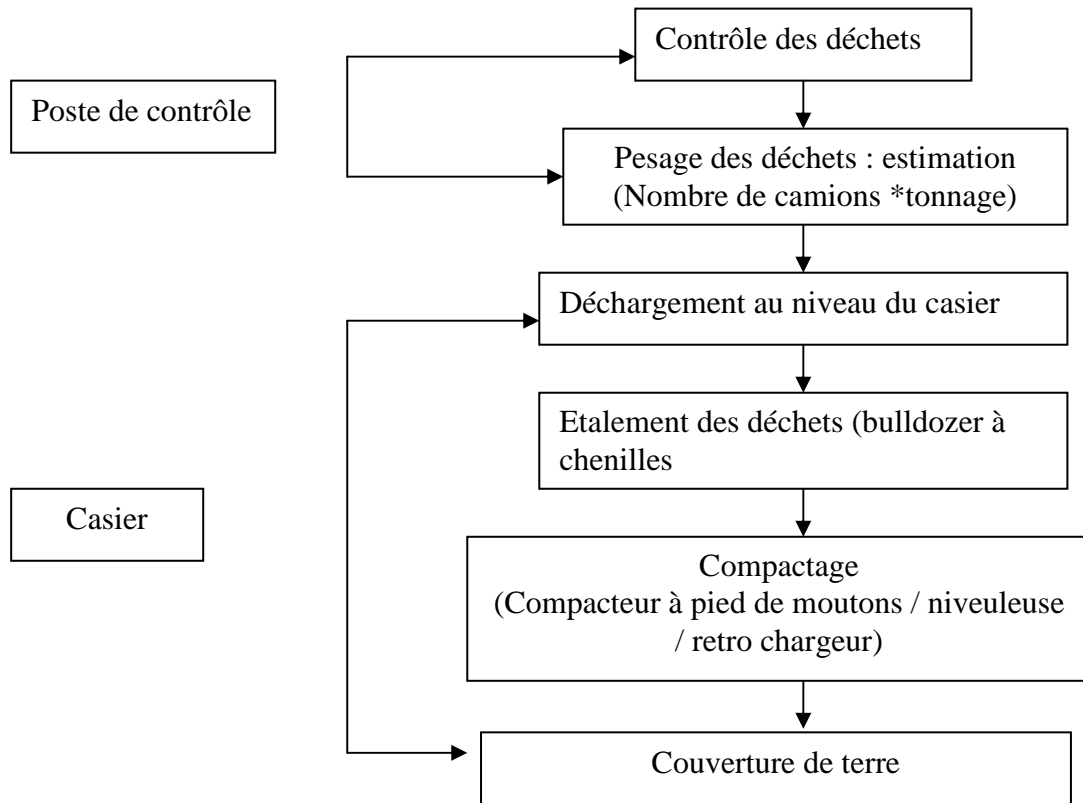


Figure 12 : Analyse par diffractomètre de la couverture de terre utilisée sur le CET d'Ouled Fayet

Le schéma ci-dessous récapitule l'exploitation du CET.



Schema 2 : Suivi d'exploitation

Le suivi du centre continue avec l'entreprise Net – Com et le Laboratoire d'Architecture et de l'Environnement de l'EAPAU.

Chapitre 3 : Expertise du site d'enfouissement de Saaba
(Ouagadougou – Burkina Faso)

I. Organisation de l'expertise

I.1. Rappel : historique du centre de Saaba

Le site de Saaba a été proposé par le Ministère de l'Environnement et de l'Eau à travers la Direction Générale de la Préservation de l'Environnement à l'Association Défi Victoire (ADV). L'ADV est une association de femmes qui s'occupe de la collecte et du traitement des déchets du département de Saaba. L'association s'est intéressée au compostage des déchets puis à l'enfouissement.

Ce site de Saaba a été choisi en 2002 par le Centre Wallon de Biologie Industrielle (CWBI), comme centre pilote d'enfouissement de déchets solides pour servir de lieu d'expertise dans le domaine de la gestion des déchets solides et des décharges d'ordures ménagères dans les zones à climat sec. L'objectif visé par le CWBI, était de démontrer que pour les climats de type semi – aride, une décharge « fossilisée » ou décharge « sèche » est beaucoup plus adaptée.

I.2. Prise de contacts

Le site de Saaba est exploité par l'ADV et suivi scientifiquement par le CWBI représenté au Burkina Faso par un bureau d'étude, SHER (Société pour l'Hydraulique, l'Environnement et la Réhabilitation) et un représentant du CWBI. Pour profiter de l'expérience en place, il a été décidé d'une rencontre avec les représentants du CWBI afin de mettre en place une collaboration scientifique. Suite aux différentes correspondances (courrier et téléphone), il a été convenu avec l'équipe du CWBI d'une collaboration scientifique.

Une mission préparatoire a eu lieu à Liège (Belgique). Cette mission a permis de mettre au point les différents aspects abordés dans le projet de recherche ADEME, et de présenter la méthodologie et l'avancement des travaux effectués jusque là.

Au terme de cette mission il a été convenu d'adapter le guide de suivi expérimental pour le site de Saaba suivant les objectifs définis.

I.3. Réponses aux questionnaires

Suite à la mission effectuée sur Liège (Belgique), des questionnaires ont été adressés à SHER pour se procurer les documents techniques liés à la mise en place et au suivi du site et à

ADV, qui s'occupe de la collecte des déchets dans le département de Saaba et de la gestion du site.

Le premier casier a été rempli en deux phases : une première phase de remplissage par les déchets de Saaba et une deuxième phase par les déchets de la ville de Ouagadougou. Le volume de déchets enfouis est d'environ 3 000 m³.

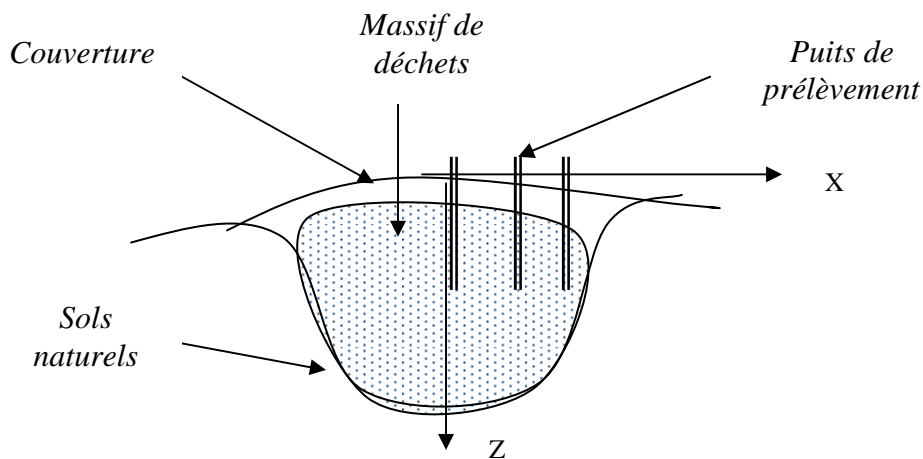
I.4. Planification des travaux

L'expertise a duré 15 jours. Les différents laboratoires, Laboratoire de Physique Chimie de l'Environnement (LPCE) de l'université de Ouagadougou, le laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement de l'Ecole Inter Etat d'Equipement Rural (EIER) et le laboratoire des eaux de Ouagadougou avaient déjà été identifiés auparavant. Ces différentes rencontres avec les laboratoires ont permis de faire le point sur les matériels, les équipements et les analyses qu'ils pouvaient réaliser. Plusieurs rencontres ont eu lieu avec le bureau d'étude SHER pour faire le point sur les documents, concernant le site de Saaba, puis il a été procédé à la formation du personnel devant travailler sur le site.

II. Validation du guide d'expertise

Les mécanismes de dégradation des déchets se déroulent dans des conditions particulières, en raison de la diversité des populations bactériennes intervenant au cours des phases de dégradation. Dans le cas d'une décharge « fossilisée » ou décharge « sèche », les déchets évoluent très peu, ou pas du tout en raison des conditions climatiques (faible précipitation, forte évapotranspiration, humidité faible). L'objectif poursuivi par cette expertise est de suivre par stratification l'état de dégradation des déchets.

Les masses de déchets prélevés sont comprises entre 150 et 160 Kg par point et par niveau. Le schéma 3 ci-dessous présente les différents points de prélèvements.



Schema 3 : Prise d'échantillons de déchets stockés

Tableau 62 : Identification des échantillons de déchets stockés

| X | i (centre) | j (mi-chemin) | k (périphérie) |
|----------|---------------|------------------|-------------------|
| Z (m) | | | |
| 1 (-1) | i_1 | j_1 | k_1 |
| 2 (-1.5) | i_2 | j_2 | k_2 |
| 3 (-2) | i_3 | j_3 | k_3 |
| 4 (nd) | i_4 | j_4 | k_4 |

On n'a pas procédé à la caractérisation des déchets de niveau 0 (juste sous la couverture) et 0' (0,50 m sous la couverture) à cause de la forte quantité de sable. Les échantillons sont prélevés du centre du massif vers le bassin de lixiviat.

Le tableau ci-dessous présente les paramètres qui ont été validés et les différentes observations ; 19 paramètres ont été validés soit par mesure expérimentale au laboratoire et par estimation (modèle de bilan hydrique pour la production de lixiviat et modèle de production de biogaz), soit par les documents obtenus sur le site, ou par enquête et par observation.

Tableau 63 : Paramètres validés su le site de Saaba

| N° | Paramètre | Validation | | Observations |
|----|---|-----------------|----------------|--|
| | | <i>Entrants</i> | <i>stockés</i> | |
| | <i>Déchets entrants</i> | | | |
| 1 | Caractérisation physique | | X | Sur déchets stockés |
| 2 | Caractérisation chimique de base | | X | -id- |
| 3 | Teneur en eau | | X | -id- |
| 4 | Densité | | X | -id- |
| 5 | Origine et flux des déchets entrant | | X | Enquête ADV-Saaba |
| | <i>Déchets stockés</i> | | | |
| 6 | Tassements des déchets | | X | Evolution de la densité |
| 7 | Comportement des déchets à l'eau | | X | Capacité de rétention |
| 8 | Perméabilité | | | |
| 9 | Bilan hydrique et production de lixiviats | | X | Application du modèle |
| 10 | Composition lixiviats | | X | Test de lixiviation |
| 11 | Mesure de production de gaz : flux surfacique | | X | Détection IR |
| 12 | Calcul de production de gaz | | X | Modèle stoechiométrique Modèle LOCM |
| 13 | Composition du biogaz | | X | Détection IR |
| 14 | Potentiel méthanogène | | | |
| | <i>Autres paramètres</i> | | | |
| 15 | Température | | | |
| 16 | Milieu souterrain | | X | Documents |
| 17 | Milieu naturel et hydrographie | | X | Observations |
| 18 | Environnement humain et réglementaire | | X | Documents |
| 19 | Contexte général du stockage des déchets | | X | -id- |
| 20 | Aménagement fonctionnel et suivi d'exploitation | | X | Documents SHER |
| 21 | Coûts d'exploitation | | | |

Validé : Non validé :

III. Résultats et discussions

III.1. Caractérisation physique (paramètre 1)

III.1.1. Tri par taille

La séparation des déchets par taille a permis d'obtenir les proportions des fractions granulométriques : ultra fines (< 2 mm), fines supérieures ($2 < d < 20$ mm), moyennes ($20 < d < 100$ mm) et grosses ($d > 100$ mm).

Tableau 64 : Répartition des déchets par taille dans les niveaux 1, 2 et 3

| Taille Points | Gros ($d > 100$ mm) | Moyens ($20 < d < 100$ mm) | Fines supérieures ($2 < d < 20$ mm) | Ultra-fines ($d < 2$ mm) |
|---------------|----------------------|-----------------------------|--------------------------------------|---------------------------|
| (%) | | | | |
| i_1 | 7,9 | 11,5 | 40,3 | 40,3 |
| i_2 | 4,7 | 12,5 | 55,2 | 27,6 |
| i_3 | 14,1 | 15,1 | 54,2 | 16,6 |
| (%) | | | | |
| j_1 | 3,0 | 19,5 | 54,7 | 22,8 |
| j_2 | 4,4 | 14,5 | 57,2 | 18,0 |
| j_3 | 4,9 | 17,1 | 62,0 | 16 |
| (%) | | | | |
| k_1 | 2,1 | 17,8 | 56,5 | 23,6 |
| k_2 | 3,9 | 14,1 | 58,5 | 23,4 |
| k_3 | 2,6 | 12,8 | 66,0 | 18,6 |

La répartition granulométrique pour les 9 échantillons est peu variable mais très représentative. On observe une forte proportion de fines pour les 9 échantillons. Cette proportion atteint 85 % vers les niveaux les plus bas. Ces résultats comparés à ceux des travaux effectués par Tezanou (2002) sur les déchets de la ville de Ouagadougou montrent une sensible dégradation des déchets. La proportion de gros dans les déchets stockés est

autour de 3 % en moyenne au lieu de 9 %, en saison sèche et 15 % en saison des pluies dans les déchets produits, celle des moyens est dans une moyenne de 13 à 14 % au lieu des 17 % initialement trouvés dans les déchets. Les fines ici représentent les 4/5 en masse des déchets stockés alors qu'elles représentaient pratiquement 3/4 en masse de déchets. En dépit de l'âge des déchets (2 ans), on peut néanmoins constater une dégradation des déchets organiques. On constate sur les trois points i, j et k une augmentation des fines supérieures en profondeur et l'inverse concernant les fines inférieures. Cette baisse des ultra fines peut s'expliquer par la diminution de sable liée à la couverture au fur et à mesure qu'on descend vers les couches inférieures ; par contre l'augmentation des fines supérieures s'explique par la dégradation des débris organiques. Les moyens et les gros sont restés relativement proches et n'ont pas connu de fortes variations quels que soient les points de prélèvement.

Il aurait été intéressant d'avoir une répartition des déchets de la couche 4, mais malheureusement le prélèvement à l'aide de la tarière motorisée n'a pas simplifié le travail.

Cependant il est difficile de valider les résultats obtenus sur la granulométrie des déchets en fonction de l'âge, car les données de la littérature sur ce type de paramètre sont rares, peu d'études l'utilisent comme paramètre de caractérisation. L'influence de ce mode de stockage « décharge fossilisée » n'est pas encore bien connue et l'étude de ces déchets doit se poursuivre.

III.1.2. Composition par catégorie

Les résultats du tableau 65 montrent qu'il n'y a plus de putrescibles et pratiquement plus de papiers - cartons dans les gros. Les papiers - cartons se retrouvent en très faible proportion dans les moyens.

Le cumul des papiers - cartons aux différents niveaux donne au point i, 1,85 %, au point j, 4,24 % et au point k 1,08 %. Ces données montrent une dégradation des papiers - cartons qui, à l'origine, d'après les résultats de caractérisation des déchets de la ville de Ouagadougou, étaient de 9 % en papiers (Tezanou, 2002).

La proportion de plastiques au point i est de 19,10 %, au point j on trouve 16,70 % et au point k, 15,80 % au lieu des 10 % trouvés initialement dans les déchets entrants. Cette concentration au cours du stockage s'explique par la disparition des autres fractions.

Les plastiques se trouvent donc concentrés au sein de la décharge, il en est de même pour les autres composants comme les textiles, les verres, les métaux, etc.

On note une forte proportion de textiles et plastiques dans les gros et un pourcentage non négligeable dans les moyens. Tous les autres composants sont présents dans les moyens avec une forte proportion de 20 à 30 % environ de plastiques, textiles et de CNC. La composition confirme l'état de dégradation des déchets observé à partir de la granulométrie.

L'évolution de la composition de déchets par rapport aux déchets initiaux indique un état de dégradation. La quantité de composés dégradables (fermentescibles, papiers – cartons par exemple) est très faible alors que la proportion de composés non dégradables a beaucoup augmenté. On peut signaler que les autres catégories de déchets : plastiques, INC, verres, métaux, sont des espèces connues pour leur caractère réfractaire à la dégradation. Leur proportion reste en effet très forte (accumulation ou concentration). Certains éléments comme les plastiques représentent une part non négligeable, ramenée à la masse totale de déchets, leur proportion est inférieure à 10%. Les textiles évoluent peu, leur dégradation totale est supposée atteinte selon la littérature au bout de 60 ans (Wackerman *et al.*, 1992).

On peut néanmoins signaler que ces différents résultats mettent en évidence les vitesses de dégradation de certaines catégories de déchets. Quatre grandes classes de composés se distinguent : ceux qui sont rapidement dégradables (fermentescibles) et qui ont pratiquement disparu au bout de 2 ans, les moyennement dégradables (papiers - cartons et CNC), les lentement dégradables (textiles) et les réfractaires (plastiques métaux verres et INC).

Remarque : les analyses de l'évolution de la composition physique des déchets sont à nuancer dans la mesure où la composition des déchets entrants n'est pas rigoureusement connue.

Tableau 65 : Composition par catégorie des déchets à différents niveaux (%)

| Fraction | Catégorie | i | | | j | | | k | | |
|---------------------------|--------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | i ₁ | i ₂ | i ₃ | j ₁ | j ₂ | j ₃ | k ₁ | k ₂ | k ₃ |
| Gros > 100 mm | <i>Putrescibles</i> | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | <i>Papiers - cartons</i> | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 21,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | <i>Textiles</i> | 12,0 | 6,7 | 2,8 | 25,0 | 0,0 | 6,2 | 35,7 | 4,0 | 0,0 |
| | <i>Plastiques</i> | 68,0 | 27,6 | 8,3 | 35,0 | 35,7 | 46,9 | 57,1 | 36 | 62,5 |
| | <i>CNC</i> | 4,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 10,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 6,2 |
| | <i>Verres</i> | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | <i>Métaux</i> | 16 | 65,5 | 13,9 | 40,0 | 25,0 | 46,9 | 7,1 | 60,0 | 31,2 |
| | <i>INC</i> | 0,0 | 0,0 | 75 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | <i>Déchets spéciaux</i> | 0,0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 7,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Moyens 20 < d < 100 mm | <i>Putrescibles</i> | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | <i>Papiers - cartons</i> | 0,0 | 7,8 | 5,9 | 1,6 | 15,2 | 4,5 | 1,7 | 4,4 | 1,3 |
| | <i>Textiles</i> | 4,2 | 2,6 | 0,0 | 4,1 | 2,2 | 1,8 | 3,4 | 3,3 | 2,5 |
| | <i>Plastiques</i> | 25,0 | 31,2 | 29,4 | 26,4 | 21,7 | 19,8 | 22,0 | 24,4 | 32,9 |
| | <i>CNC</i> | 18,1 | 18,2 | 13,2 | 26,4 | 17,4 | 18,9 | 14,4 | 18,9 | 22,8 |
| | <i>Verres</i> | 6,9 | 6,5 | 5,6 | 3,3 | 6,5 | 2,7 | 1,7 | 3,3 | 2,5 |
| | <i>Métaux</i> | 15,3 | 18,2 | 16,2 | 16,5 | 4,4 | 27,0 | 6,7 | 21,1 | 11,1 |
| | <i>INC</i> | 30,5 | 13,0 | 26,5 | 19,8 | 28,3 | 24,3 | 49,1 | 31,1 | 25,3 |
| <i>Déchets spéciaux</i> | 0,0 | 2,6 | 2,9 | 1,6 | 2,2 | 0,1 | 0,1 | 2,2 | 0,0 | |

III.2. Caractérisation chimique (paramètre 2)

III.2.1. Teneur en matière organique

La détermination de la teneur en matière organique a été réalisée sur les fines ($d < 20$ mm). Dans cette granulométrie 2 types sont distingués les déchets de taille inférieure à 2 mm et ceux de tailles comprises entre 20 mm et 2 mm.

La teneur en matière organique d'un déchet provient de plusieurs types de catégories de déchets, que sont les fermentescibles, les composés dégradés, les papiers – cartons et les CNC. Toutefois d'autres composés difficilement dégradables tels que les plastiques représentent des sources importantes en matière organique. D'après Kelly (2002), cette prise en compte des composés difficilement dégradables provoque une surestimation de la matière organique d'un déchet et par conséquent modifie la relation entre la matière organique et l'état de dégradation du déchet. Cette caractérisation chimique, n'a porté que sur les fines pour accéder à une teneur en matière organique plus proche de l'état de dégradation du déchet.

Tableau 66 : Composition chimique des déchets prélevés au point i

| Echantillons | | % | Matière Organique % | Cumul Matière Organique % |
|----------------|---------------|------|---------------------|---------------------------|
| i ₁ | 2 < d < 20 mm | 40,3 | 7,9 | 13,7 |
| | d < 2 mm | 40,3 | 19,5 | |
| i ₂ | 2 < d < 20 mm | 55,2 | 9,9 | 16,0 |
| | d < 2 mm | 27,6 | 27,8 | |
| i ₃ | 2 < d < 20 mm | 54,2 | 8,8 | 13,5 |
| | d < 2 mm | 16,7 | 28,2 | |

Tableau 67 : Composition chimique des déchets prélevés au point j

| Echantillons | | % | Matière Organique % | Cumul Matière Organique |
|----------------|---------------|------|---------------------|-------------------------|
| j ₁ | 2 < d < 20 mm | 54,7 | 9,5 | 14,6 |
| | d < 2 mm | 22,8 | 27,0 | |
| j ₂ | 2 < d < 20 mm | 57,2 | 10,0 | 15,1 |
| | d < 2 mm | 18,0 | 31,5 | |
| j ₃ | 2 < d < 20 mm | 62,0 | 9,3 | 13,3 |
| | d < 2 mm | 16,0 | 29,0 | |

Tableau 68 : Composition chimique des déchets prélevés au point k

| Echantillons | | % | Matière Organique % | Cumul Matière Organique % |
|--------------|---------------|------|---------------------|---------------------------|
| k1 | 2 < d < 20 mm | 56,5 | 8,2 | 15,4 |
| | d < 2 mm | 23,6 | 32,5 | |
| k2 | 2 < d < 20 mm | 58,5 | 9,2 | 16,0 |
| | d < 2 mm | 23,4 | 33,0 | |
| k3 | 2 < d < 20 mm | 66,0 | 9,0 | 15,7 |
| | d < 2 mm | 18,6 | 29,6 | |

Ces différents échantillons présentent une teneur en MO faible de l'ordre de 14 % ; on pouvait s'attendre à un taux de matière organique plus élevé au vu du taux de fermentescibles à l'origine (39 %). Il y a dégradation et peut être un début de minéralisation. La teneur en matière organique n'a pas connu une variation significative en profondeur. Cependant des analyses de caractérisation sur des déchets extraits à différentes profondeurs ont indiqué des valeurs fortement dispersées pour un déchet du même âge, c'est certainement lié à l'hétérogénéité des déchets ou à une dégradation non uniforme (Kelly, 2002). Ces résultats montrent que l'état de dégradation des déchets n'est pas forcément lié à son âge, mais que d'autres facteurs influencent la dégradation. Il est évident qu'on pourra associer la nature du déchet, l'humidité, le tassement et les conditions climatiques. Cependant la prise en compte des composés dégradés issus de l'évolution des composés difficilement dégradables au sein du massif pourrait apporter une solution à l'analyse de la teneur en matière organique contenue dans les fines.

Cette teneur en MO est très proche des résultats trouvés pour des déchets âgés de près de 30 ans (François, 2004). Il faut nuancer cette remarque dans la mesure où la teneur en MO des déchets entrant dans l'alvéole n'a pas été mesurée ; seule une extrapolation avec la composition des déchets de Ouagadougou a permis d'estimer la teneur initiale à 39 %.

Quoiqu'il en soit cette dégradation avancée des déchets stockés est confirmée par la présence de sulfures (vérifiée par un test à l'acide qui provoque un dégagement de H₂S). La présence vraisemblable de déchets de construction (plâtre) explique la formation des sulfures à partir des sulfates : $SO_4^{2-} + 8H^+ + 8e^- \rightarrow S^{2-} + 4H_2O$, en présence des bactéries sulfato-réductrices qui utilisent pour se développer le même substrat que les bactéries méthanogènes. C'est un indice de plus de la dégradation anaérobie conduisant à la méthanisation. Mais il faut noter que la réduction des sulfates en sulfures se fait au détriment de la méthanisation. La

mesure de la production de biogaz pourra le vérifier. Les bactéries méthanogènes ne deviennent pleinement actives qu'à moins de 2 millimoles par litre de sulfate (Thonart *et al.*, 2002).

III.2.2. Teneur en carbone organique

Les teneurs en carbone organique pour les différents points suivent pratiquement la même évolution que la matière organique avec un facteur multiplicatif allant de 3 à 5. On observe une teneur relativement faible, proche de celle d'un sol, en général de l'ordre de 2 – 3%.

Tableau 69 : Teneurs en carbone organique déterminées à partir des fines (%).

| Point → | i | j | k |
|-----------|-----|-----|-----|
| Niveaux ↓ | | | |
| 1 | 4,5 | 4,4 | 4,1 |
| 2 | 4,9 | 3,8 | 4,7 |
| 3 | 3,6 | 4,1 | 3,8 |

La teneur en MO est fonction de plusieurs catégories de déchets, les fermentescibles, les papiers cartons et dans une moindre mesure les textiles. Il faudra tenir aussi compte des fines enfouis. Des travaux effectués sur les déchets dans les pays développés, montrent que les composés dégradables perdent une faible part de leur matière organique entre 3 et 8 ans puis leur teneur diminue de façon très significative entre 20 et 30 ans. François (2004). La tendance ici montre une dégradation rapide conduisant à la fossilisation des déchets âgés de 2 ans et quelques mois. La composition par catégorie ne présente plus de fermentescibles ou en très faible pourcentage.

Le rapport carbone organique sur matière organique est d'environ 0,35. Cette valeur est très proche des résultats trouvés par François, (2004), pour des déchets de 20 à 30 ans. Les composés présents à cette étape de la dégradation, selon la littérature, sont de la lignine, des minéraux ou des combustibles non classés et du verre. Certains auteurs indiquent que la lignine est difficilement dégradable et responsable de la matière organique résiduelle (Boda, 2002). Or ce type de composé se retrouve majoritairement dans les combustibles non classés (bois, cuir, caoutchouc, poils, liège). Le bois contient 20 à 30 % (Boda, 2002) et le déchet ménager contient 50% de cellulose et hémicellulose en masse sèche (Wang *et al.*, 1999,

Hilligsmann *et al.*, 2002). Cependant la lignine de par son caractère hydrophobe peut inhiber la dégradation de la cellulose, constituant majeur des papiers cartons.

III.2.3. Teneur en métaux lourds

La pollution métallique des déchets enfouis est un problème à long terme, qui suscite beaucoup d'inquiétudes concernant leur relargage. Les teneurs en métaux lourds mesurées dans le lixiviat sont cependant très faibles et la majorité des métaux lourds principalement le cuivre le nickel, le plomb, le zinc et le cadmium restent piégés au sein du massif de déchets. En ce qui concerne l'étude réalisée sur le site de Saaba, le cadmium est pratiquement absent du massif de déchets, les teneurs en Zn, Ni et Cu sont autour d'une moyenne de 200 à 300 mg.Kg⁻¹, sauf le Plomb qui présente une forte teneur (500 à 700 mg.Kg⁻¹). Ces résultats sont des moyennes obtenues sur plusieurs essais, et sont très voisins des teneurs en métaux lourds trouvées dans la bibliographie (Rinke, 1999 ; Lagier, 2000 ; François, 2004).

Les valeurs de Zn augmentent en profondeur, tandis que les teneurs en Cu, Ni, et dans une moindre mesure en Pb sont uniformément réparties dans le massif. Le cuivre se trouvant principalement sous forme de sulfure et de complexe organique est difficilement mobilisable. La teneur en matière organique n'ayant pratiquement pas évolué, celle du cuivre complexé avec la matière organique demeure invariable. Toutefois les analyses plus approfondies sur la composition en matière organique pourront permettre de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse. Le cuivre entre dans les complexes organiques de faible et de forte masse molaire qui peuvent se former pendant la phase acidogène et méthanogène. Le Zinc a une affinité pour les oxydes de fer et de manganèse, ce qui le rend facilement mobilisable par rapport au Cu et au Ni. La mobilité des métaux lourds est la résultante de processus différents tendant les uns à augmenter leur solubilité (complexation, désorption), les autres à la diminuer (précipitation, adsorption). Ces résultats montrent que Cu, Ni et Pb se fixent facilement contrairement au Zn qui migre vers le fond de la décharge. Cette particularité des teneurs en Zn peut être aussi liée à sa sensibilité analytique. Il est difficile à doser compte tenu de sa forte présence dans l'environnement.

Tableau 70 : Teneurs en métaux lourds dans les fines < 2 mm en mg/kg (MS)

| Métaux | Précision | i | | | | j | | | | k | | | |
|--------|-----------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | i ₁ | i ₂ | i ₃ | i ₄ | j ₁ | j ₂ | j ₃ | j ₄ | k ₁ | k ₂ | k ₃ | k ₄ |
| Zinc | ± 2 à 3 | 164,7 | 239,4 | 134,0 | 396,6 | 189,2 | 288,3 | 319,1 | 269,5 | 232,8 | 151,5 | 264,5 | 323,0 |
| Cuivre | ± 3 | 170,0 | 145,8 | 164,6 | 151,6 | 152,3 | 130,3 | 139,1 | 150,0 | 157,9 | 143,3 | 162,8 | 152,6 |
| Nickel | ± 3 | 303,0 | 266,9 | 274,3 | 246,0 | 219,2 | 208,6 | 239,5 | 236,4 | 259,0 | 235,6 | 251,0 | 220,5 |
| Plomb | ± 5 | 292,0 | 624,4 | nd | 733,5 | 531,2 | 498,2 | 627,9 | 567,7 | 577,2 | 563,1 | 602,5 | 536,9 |

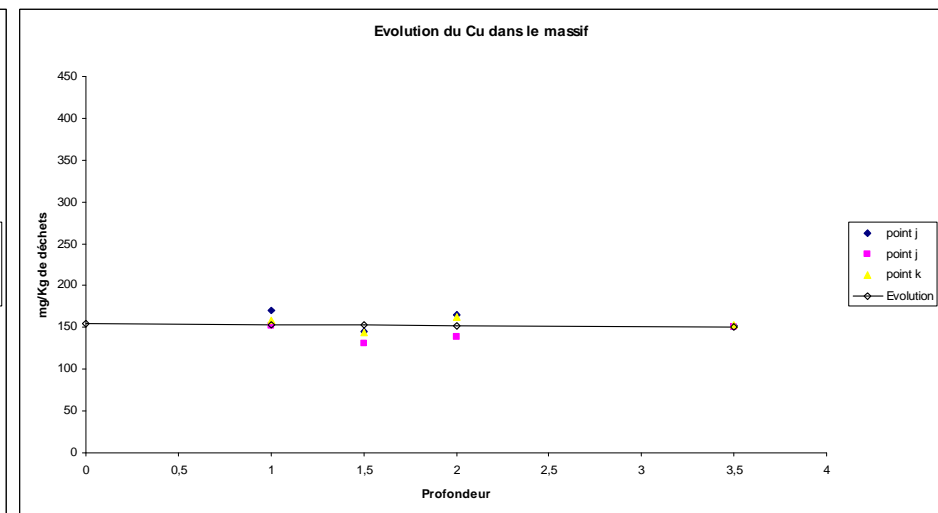
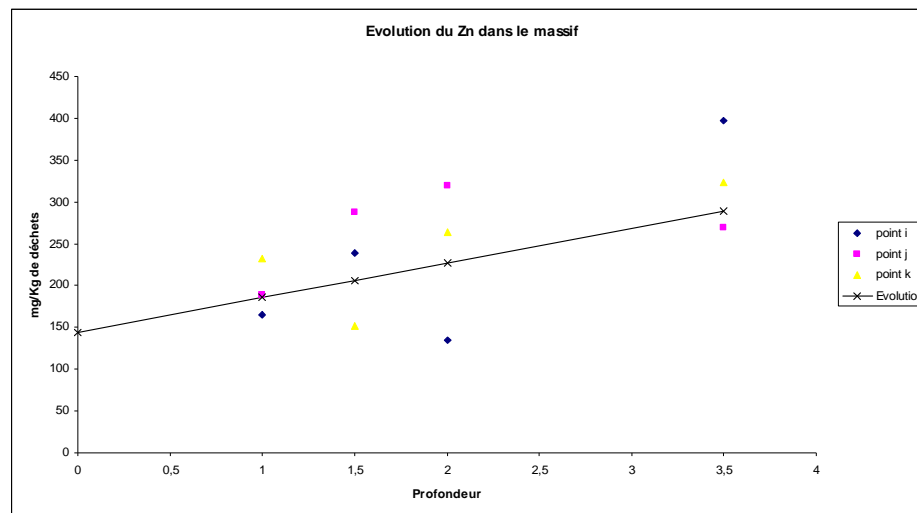


Figure 13 : Evolution du Zn et du Cu au sein du massif

III.3. Humidité (paramètre 3)

L'humidité a été déterminée sur l'échantillon de déchet avant le tri et sur les fines. La température de séchage en étuve est de 105°C

Les figures suivantes présentent les résultats obtenus :

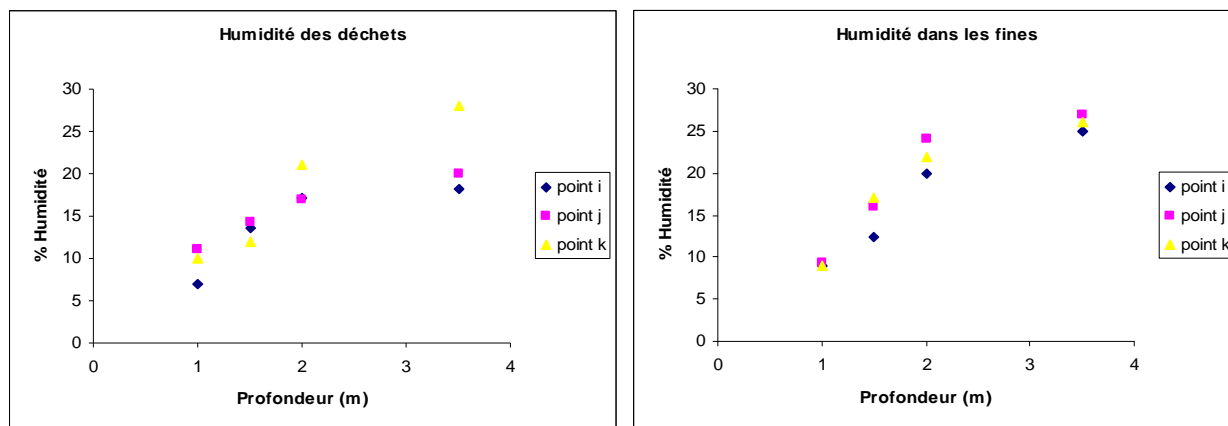


Figure 14 : Humidité dans le massif de déchets

L'humidité des déchets évolue de façon linéaire au fur et à mesure qu'on descend en profondeur dans le massif de déchets. Le taux d'humidité reste inférieur à 30 % pour les différents échantillons. Cette teneur en eau est suffisante pour permettre une dégradation des déchets et de ce fait une activité des micro-organismes (c'est un indicateur direct des potentialités de dégradation).

Remarque : La détermination de la capacité d'eau au paragraphe III.5 confirme le taux d'humidité trouvé. Le concept de décharge sèche pour lequel les déchets seraient asséchés est semble-t-il légèrement à nuancer.

III.4. Densité (paramètre 4)

La densité a été déterminée directement à partir des volumes d'échantillon, pris par carottage et par pesée des masses obtenues. Elle évolue au fur à mesure qu'on descend vers les niveaux inférieurs. Cependant les faibles valeurs obtenues au niveau 0 et 0,5 m sont probablement dues à la technique utilisée. En effet il a fallu procéder d'abord à l'enlèvement de la couverture à l'aide d'une pioche, ce qui a certainement modifié la structure mécanique des premières couches de déchets. Ces mesures ayant un caractère ponctuel et instantané ne permettent pas d'apporter plus d'explications sur l'amplitude des variations. Toutefois le

nombre d'essais effectués (10 à 12) autorise une certaine confiance dans les différentes valeurs obtenues. L'écart type sur les différentes valeurs varie de 0,03 à 0,05. La figure ci-dessous présente l'évolution observée de la densité en profondeur.

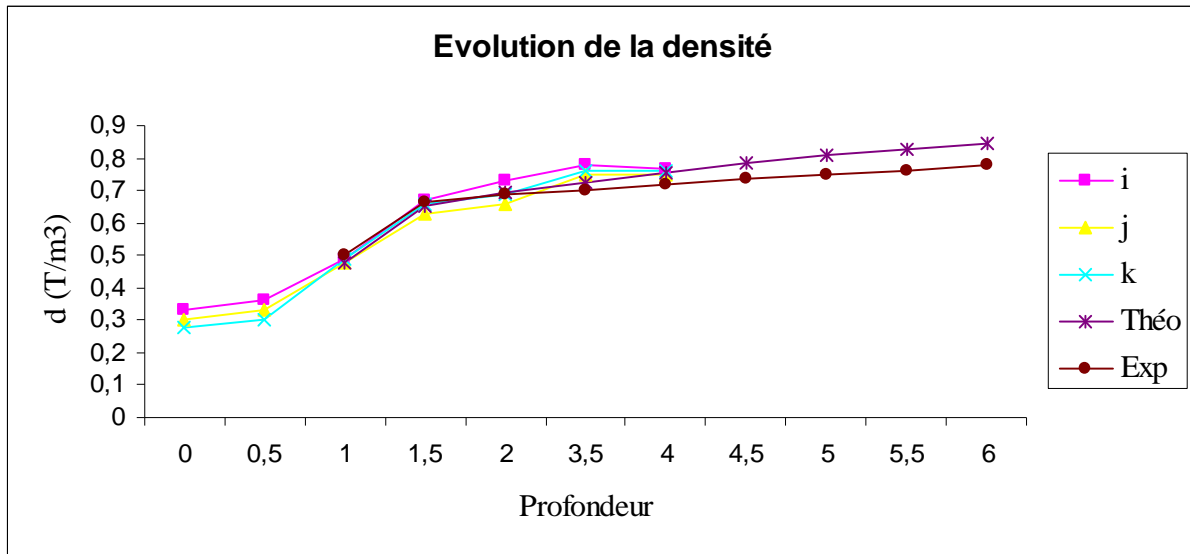


Figure 15 : Evolution de la densité des déchets stockés.

Ce paramètre est fonction des pressions qui s'exercent au cœur, au fond et sur les flancs du massif de déchet. Sous l'effet des tassements, les vides présents entre les constituants du déchet tendent à se rétrécir, ce qui entraîne une augmentation de la quantité de matière solide par unité de volume. L'évolution observée confirme les résultats obtenus dans la bibliographie $\rho = f(z)$, avec ρ : densité ou masse volumique spécifique et z : profondeur qui représente ici les différents niveaux de prélèvement (Manna *et al.*, 1999). L'équation peut s'exprimer sous la forme d'une fonction $\rho(z) = \rho_0 + (\rho_\infty - \rho_0) \frac{z}{z + \beta}$, avec ρ_w densité à calculer, $\rho_\infty = 1,2 \text{ T/m}^3$, ρ_0 : densité du niveau 1, dans le cas de cette étude $\rho_0 = 0,48 \text{ T/m}^3$ et $\beta = 4,8 \text{ m}$ suite aux différentes corrélations au lieu de 12,4 m, trouvés par les auteurs Manna *et al.*, (1999). La courbe en trait plein de la figure donne l'évolution théorique jusqu'à une profondeur $z = 6 \text{ m}$.

III.5. Capacité de rétention (paramètre 7)

La détermination de la capacité de rétention a été effectuée sur 1 Kg de fines (< 20 mm), issues des échantillons de niveau 1, 2, 3 et 4. Après 48 à 50 heures la colonne ne coule plus. La rétention d'eau dans les fines est certainement liée aux teneurs en MO.

La moyenne de CR est de 20 % pour les points i, j et k. Cette valeur n'a pas évolué en profondeur contrairement aux données de la bibliographie. Ceci s'explique par le fait que les analyses n'ont porté que sur les fines et non sur l'échantillon complet prélevé ou du moins sur des échantillons représentatifs.

Tableau 71 : Capacité de rétention des fines (%)

| X | i | | j | | k | |
|----------|------|------|------|------|------|------|
| | % CR | % MO | % CR | % MO | % CR | % MO |
| Z (m) | | | | | | |
| 1 (-1) | 20,2 | 13,7 | 19,3 | 14,6 | 20,0 | 15,4 |
| 2 (-1,5) | 20,0 | 16,0 | 21,1 | 15,1 | 19,7 | 16,0 |
| 3 (-2) | 20,5 | 13,5 | 20,4 | 13,3 | 19,5 | 15,7 |
| 4 (nd) | 19,3 | - | 19,1 | -- | 19,3 | - |

III.6. Production de lixiviat : Bilan Hydrique (paramètre 9)

Le bilan hydrique permet à partir de quelques hypothèses d'estimer la production de lixiviat. Dans le cas de cette étude, il a été procédé à la détermination de certains paramètres comme l'humidité, la capacité de rétention d'eau dans les déchets. Les données météo sont celles de la ville de Ouagadougou prises auprès du service de météorologie de la ville. Les courbes ci – dessous sont obtenues pour une capacité de rétention égale à 25 %. L'humidité des déchets en saison sèche est de 9 % et en saison pluvieuse de 23,5 % (Tezanou *et al.*, 2002).

| | |
|--------------|---|
| Données : | Météo 2003 : (précipitation annuelle = 848,5 mm, évapotranspiration potentielle annuelle = 2044 mm) H% déchets entrants (9 % saison sèche et 23,5 % saison de pluie) |
| Hypothèses : | CR déchets stockés = 25 % % chemins préférentiels = 10 % Temps de demi -percolation= 8 mois % potentiellement évaporable =10 % |

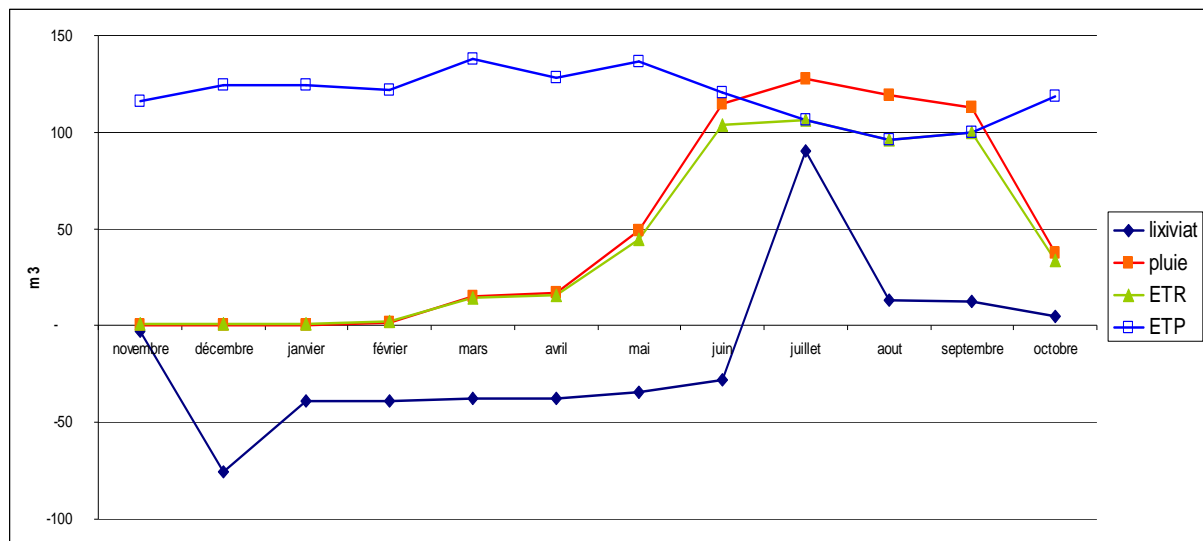


Figure 16 : Production de lixiviat

La production de lixiviat suivant ce modèle de bilan hydrique est nulle d'octobre en mai. Elle atteint 90 m^3 au mois de juillet avec un déficit annuel 213 m^3 (en supposant que les déchets sont enfouis de novembre 2002 à juin 2003, selon les informations fournies par SHER), puis s'annule à partir du mois suivant. Cependant les témoignages attestent qu'il n'y a jamais eu de lixiviat. Toutefois, plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce constat :

- en tenant compte de la couverture en argile (perméabilité $\# 10^{-5}$ à 10^{-8} m/s) l'infiltration de pluie au sein du massif serait nulle après fermeture du casier rempli et par conséquent le volume de lixiviat serait nul.
- l'infiltration si elle n'est pas nulle entretient une humidité au sein du massif, et sera donc utilisée par les réactions chimique et biochimique, pour la dégradation des déchets. On assistera dans ce cas à une certaine méthanogénèse.
- la quasi absence de volume de lixiviat serait liée à la forte évapotranspiration qui survient juste après la période de pluie (l'ETP égale à 170 mm en moyenne en octobre pour une précipitation moyenne de 39 mm)
- Il est possible de penser aussi à une infiltration du lixiviat en profondeur de la décharge. Ceci met en question le drainage du site. Toutefois le volume de lixiviat est très faible et la nappe est à plus de 50 m .

Une fois la décharge recouverte comme c'est le cas du premier casier sur le site de Saaba, la production de lixiviat et de gaz est quasiment nulle. L'impact environnemental se

résume à un impact visuel. Cependant on oublie bien souvent un phénomène secondaire qui explique une pollution éventuelle des nappes ou des terrains avoisinants par une décharge fossilisée. La pluie se répartit en trois différents types d'écoulement. Une partie est évaporée, une autre ruisselle et la troisième partie s'infiltré.

Dans le cas de ce type de décharge, l'eau d'infiltration est faible ou nulle, mais le ruissellement peut être important. En géologie, ce ruissellement peut être décomposé en trois parties. La première constituée d'eau de surface s'écoule sur la pente, la deuxième partie est constituée par un écoulement hypodermique rapide et la troisième partie est un écoulement hypodermique lent. Seules le ruissellement et l'écoulement hypodermique rapide sont observés, en fonction de la pluie et son intensité.

L'écoulement hypodermique rapide pénètre entre quelques centimètres (généralement 20 à 30 cm) et maximum 1 mètre dans la masse de déchets et n'est pas nécessairement visible par un observateur non averti. Il se différencie des lixiviats par le fait que vu sa situation superficielle et son temps de séjour limité, il ne permet pas le développement d'une activité méthanogénèse conséquente. Toutefois, il entraîne avec lui de la pollution de type DCO, DBO₅ et métaux lourds, et peut contaminer la nappe phréatique et les terrains avoisinants. C'est pour cela que la couverture dans le cas des décharges fossilisées joue un rôle très important. A savoir limiter les entrées d'eau.

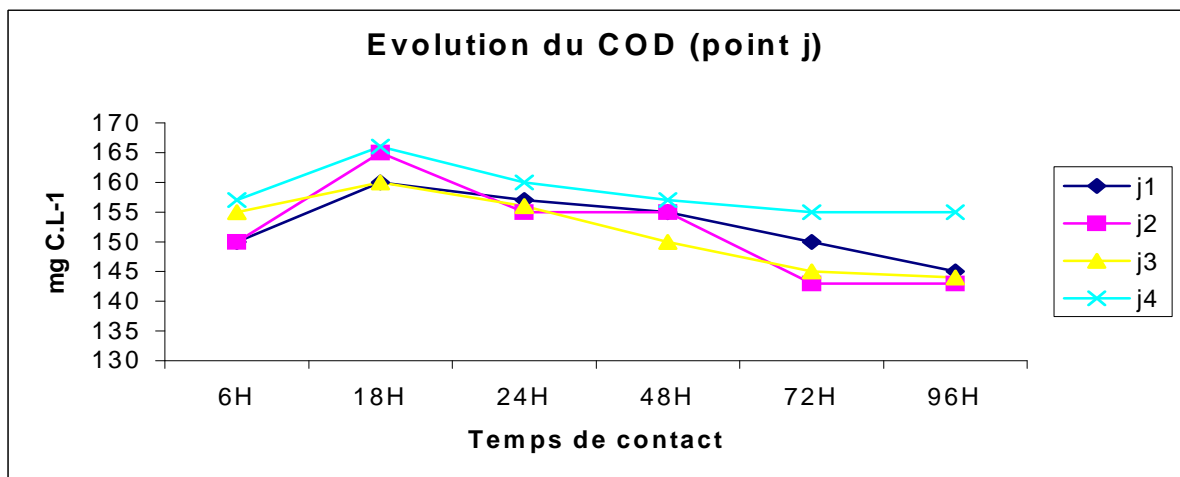
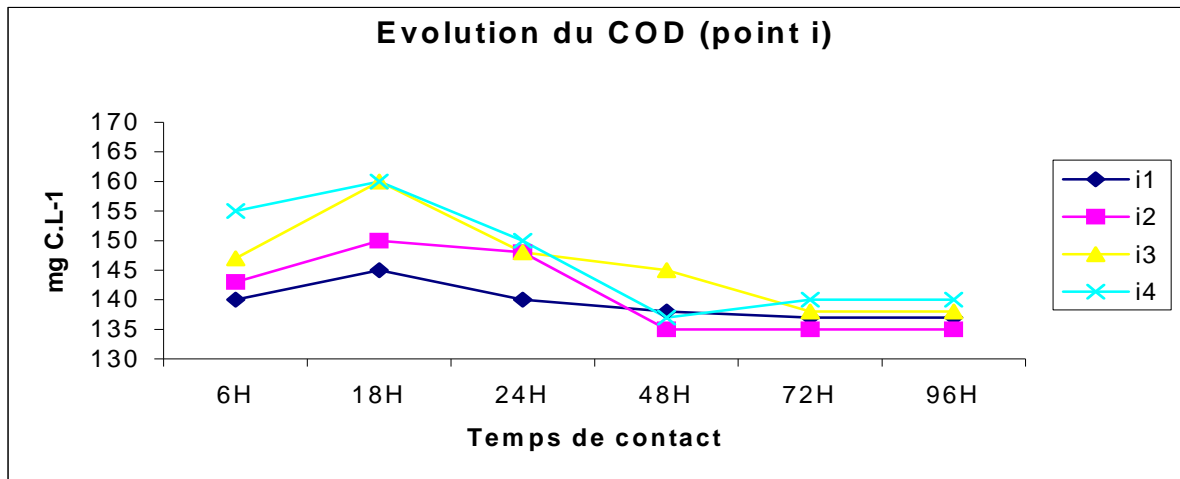
III.7. Composition du lixiviat (paramètre 10)

Comme signalé dans le paragraphe précédent, il n'y a pas de lixiviat dans le bassin de décantation prévu. Il a été procédé à des tests de lixiviation sur les fines afin d'apprécier le potentiel polluant du massif de déchet. Les résultats ci-dessous présentent le potentiel de relargage du massif de déchets dans l'eau de lixiviation. Tous les tests sont réalisés avec un rapport L/S = 8.

III.7.1. Evolution du Carbone Organique Dissous (COD)

Les courbes présentent ci dessous (Figure 18) l'évolution de la capacité de relargage du COD. A partir de 48 heures de lixiviation tous les déchets ont atteint un état d'équilibre. Cet équilibre est obtenu pour une valeur de COD autour de 135 mg.C.L⁻¹. Ces fortes teneurs en COD obtenues par relargage peuvent avoir une influence sur le devenir d'autres contaminants, en particulier à cause de l'implication de la matière organique stabilisée dans

les processus complexes (réduction, précipitation et / ou complexation). Elle est connue non seulement pour jouer un rôle dans le transfert des métaux lourds mais aussi pour interagir avec les micro-polluants organiques (pesticides...). Cette teneur en COD dans l'eau déminéralisée, serait liée à la présence de substances de fort poids moléculaire, issues de la polymérisation des composés lors des processus de dégradation biologique et même d'oxydation des déchets végétaux et animaux. A noter que le potentiel de relargage du COD ne dépend pas de la profondeur mais plutôt du temps de contact. Après 48 heures, on assiste à une réadsorption de la MO. Un équilibre s'établit entre le lixiviat du milieu et le résidu de déchets, limitant le relargage du COD. Les mesures de l'indice SUVA renforcent cette hypothèse.



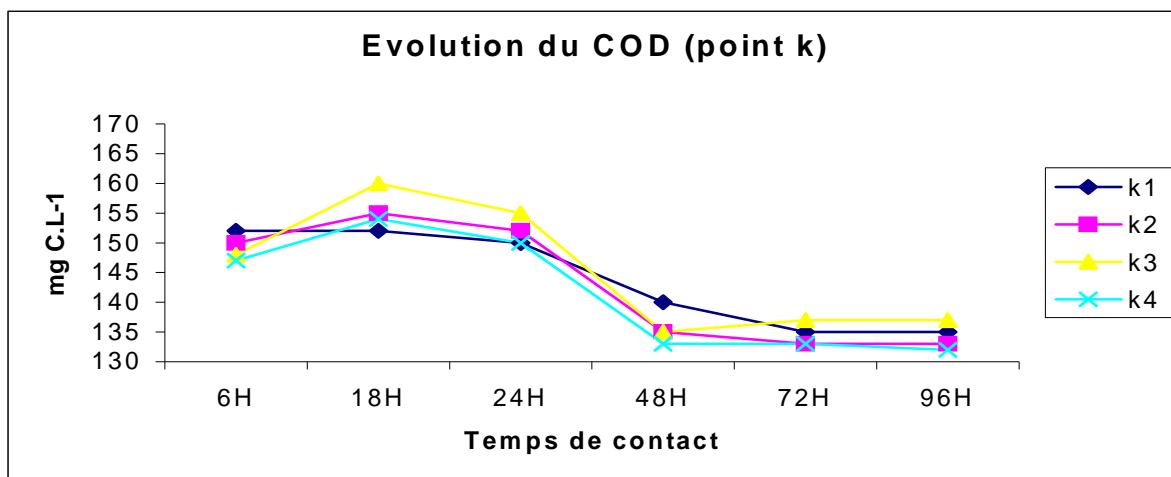


Figure 17 : Evolution du carbone organique dissous aux différents points de prélèvement

III.7.2. Evolution de l'indice SUVA

L'indice SUVA est un paramètre spécifique d'absorbance UV, qui est un bon indicateur de matière organique et qui augmente avec le poids moléculaire des composés aromatiques. C'est aussi un indicateur du caractère hydrophobe de la matière organique naturelle. Il augmente avec la proportion de carbone aromatique. L'indice SUVA traduit l'hydrophobicité des composés organiques et leur aromaticité. On peut aussi constater un équilibre à partir de 48 heures d'agitation. Les calculs du $SUVA = Abs\ 254\ nm / COD$, permettent de montrer que dans ce cas, il s'agit d'une aromaticité moyenne.

D'après les résultats de Croué (2002), on aurait un pourcentage de 18 à 25 % de carbone aromatique sachant qu'à partir de 30 % on est dans le cas de forte aromaticité, c'est à dire indice $SUVA > 4,5$. La décharge de Saaba n'est donc pas stabilisée.

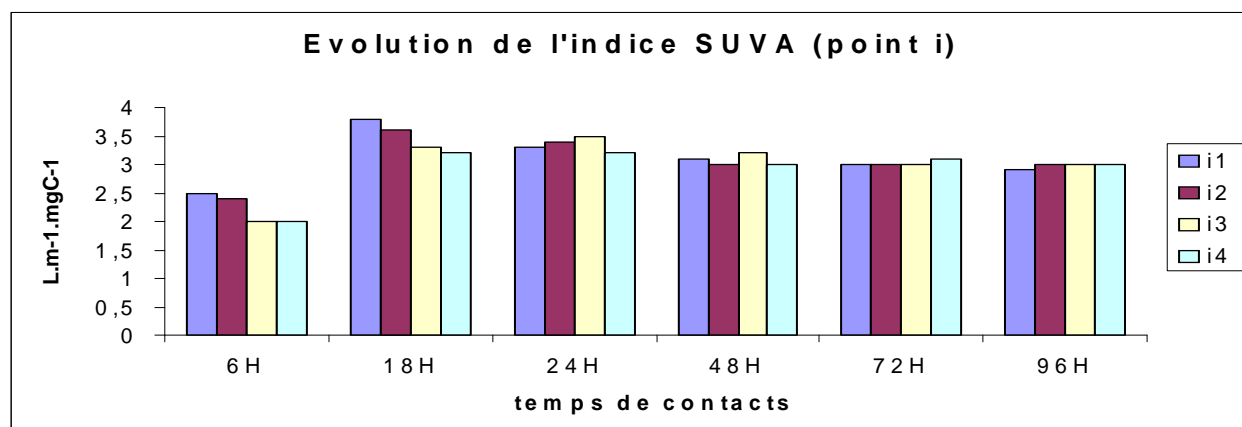


Figure 18 : Evolution de l'indice SUVA

III.7.3. Evolution du taux d'humification

L'humification résulte d'un certain nombre de processus biochimiques qui concourent à la transformation de la matière organique morte.

La dégradation de la MO conduit à la formation d'un certain nombre de composés solubles ou insolubles, résultant du métabolisme des sucres simples (glucose, fructose, lactose, amidon, glycogène, etc.) ou complexes (cellulose, lignines ou tanins) et de celui des matières organiques azotées.

Le taux d'humification est calculé par rapport $E4/E6 = \text{Abs } 465 \text{ nm} / \text{Abs } 665 \text{ nm}$. On constate une diminution du taux d'humification en fonction de la profondeur quel que soit le temps de contact. Cette évolution est la même pour tous les points de prélèvement.

Ce taux décroissant peut s'expliquer par la théorie du processus d'humification. Quatre points importants sont à noter :

- la dégradation partielle de la lignine par les micro-organismes en substances humiques ;
- la dégradation partielle de la lignine par les micro-organismes produisant des dérivés phénoliques aldéhydiques et acides, oxydés en quinone par des processus enzymatiques, la polycondensation de ces quinones conduisant à la formation des substances humiques ;
- la décomposition de la cellulose en polyphénols oxydés par voies enzymatiques en quinones qui polymérisent pour donner des substances humiques ;
- la condensation sucre – acide aminé provenant de la décomposition de la cellulose et des polypeptides par les micro-organismes.

Cette analyse vient confirmer la tendance observée pour les résultats de MO et du carbone organique au sein du massif. Les déchets évoluent très vite vers un état de stabilité qui n'est pas l'état stable qu'on définirait dans les pays développés. Cet état est maintenu en équilibre à cause des sulfures et des autres éléments du système en l'occurrence les papiers - cartons et journaux qui seraient lignifiés. Plusieurs études ont montré le caractère plus réfractaire à la dégradation des papiers journaux lignifiés (Palmisano et Barlaz, 1996).

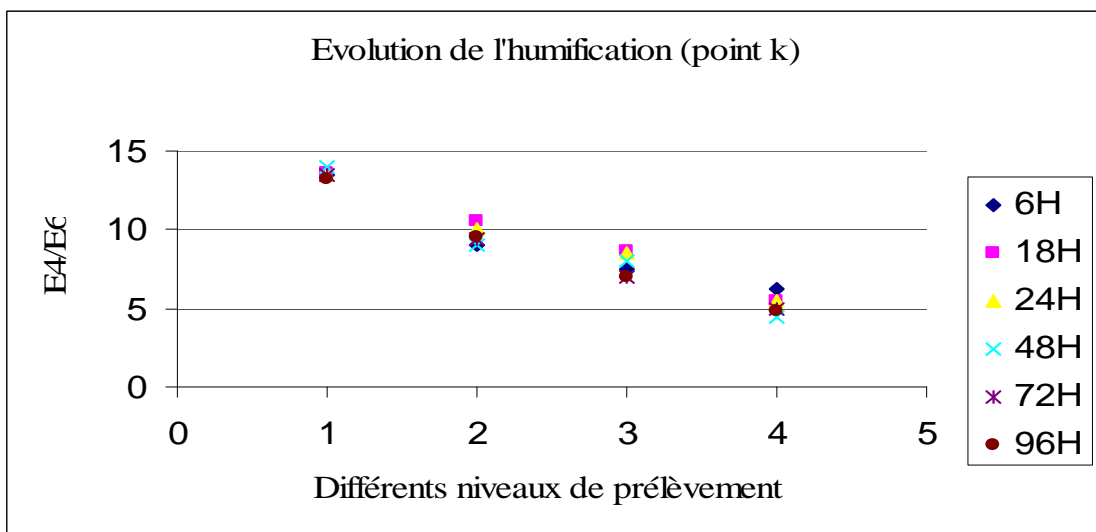
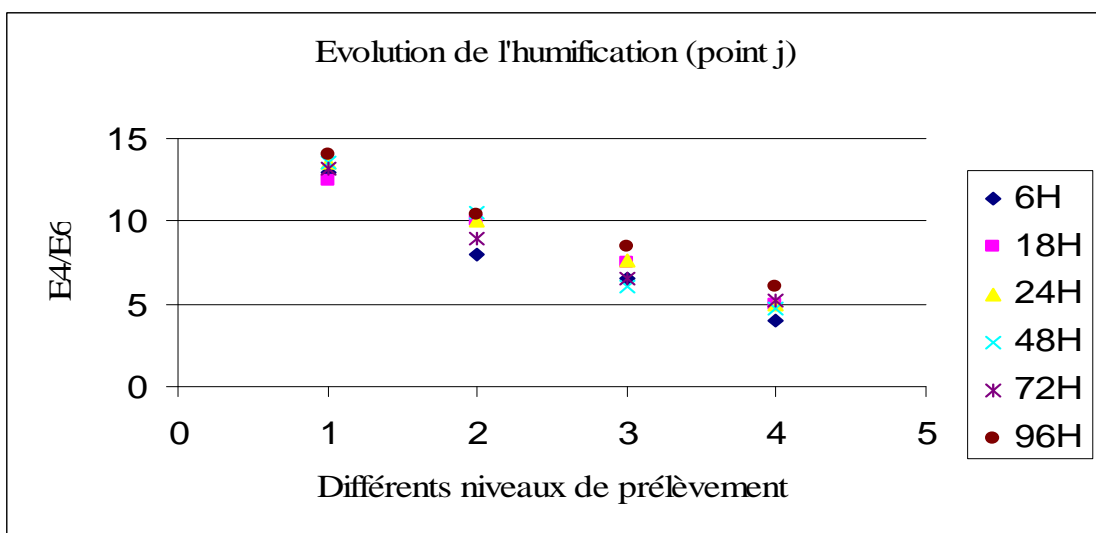
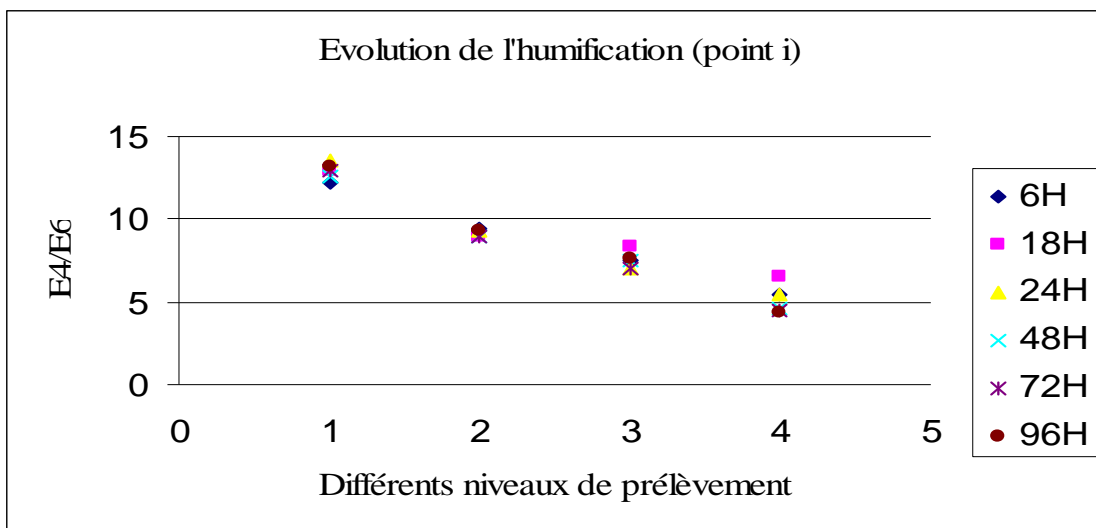
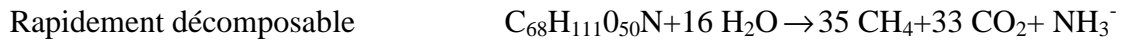


Figure 19 : Evolution du rapport E4/ E6 aux différents points i, j et k

III.8. Production de biogaz (paramètre 12)

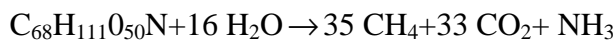
Certains auteurs proposent deux types d'équation pour séparer les déchets rapidement dégradables (fermentescibles, papiers cartons, fines) et de ceux qui se dégradent lentement ou difficilement (textiles, CNC) $C_{19,5}H_{29}O_{9,2}N$ (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Les réactions suivantes sont appliquées pour la masse sèche de déchets :



| Déchets rapidement décomposables | | | | |
|--|----|--------------|------------|-------------|
| Catégories | % | Masse humide | Humidité % | Masse sèche |
| Fermentescibles | 39 | 561,6 | 29,7 | 394,8 |
| Papiers | 5 | 72,0 | 9,7 | 65,0 |
| Cartons | 4 | 57,6 | 11 | 51,3 |
| Total 1 (Tonne) | | 691,2 | | 511,1 |
| Déchets lentement ou difficilement décomposables | | | | |
| Textiles | 5 | 72,0 | 7,5 | 66,6 |
| Textiles sanitaires | 2 | 28,8 | 17,3 | 23,8 |
| Combustibles non classés | 5 | 72,0 | 11,2 | 63,9 |
| Total 2 (Tonne) | | 172,8 | | 154,3 |

Avec $\rho_{CH_4} = 714,28 \text{ g/m}^3$ et $\rho_{CO_2} = 1964,28 \text{ g/m}^3$ dans les conditions normales de température et de pression.

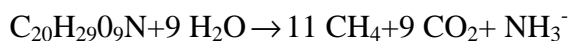
Déchets rapidement décomposables



1741g 288g 560g 1452g 17g

Les volumes de CH_4 et CO_2 des déchets facilement décomposables sont respectivement $v_{CH_4} = 230\ 168 \text{ m}^3$ et $v_{CO_2} = 217\ 005 \text{ m}^3$.

Déchets lentement ou difficilement décomposables



427g 162 176g 396g 17g

Les volumes de CH_4 et CO_2 des déchets facilement décomposables sont respectivement $v'_{CH_4} = 89\ 039 \text{ m}^3$ et $v'_{CO_2} = 72\ 850 \text{ m}^3$.

Le volume total théorique de gaz produit est $V = 609\ 052 \text{ m}^3$.

Les résultats obtenus sur le site sont loin de cette estimation. Ce qui pourrait confirmer l'hypothèse sur l'inhibition de la phase méthanogène par les sulfures. Ceci peut aussi s'expliquer par le fait que les déchets en surface et en contact avec le sol se sont desséchés, formant une « croûte » sur le pourtour de la masse de déchets, empêchant toute réaction. La « croûte » de déchets secs empêche les échanges d'eau et d'oxygène entre l'intérieur et l'extérieur de la décharge ; dans ce cas on assistera à une production lente mais continue du biogaz à cause de l'humidité initiale des déchets maintenue au sein du massif de déchets. (Thonart *et al.* 2002)

Le modèle LOCM : Landfill Odor Characterization Model (Thomas *et al.*, 1992, Chaouki, 2000) a été également appliqué. Ce modèle considère deux phases dans la production du biogaz, une phase exponentielle croissante et une autre exponentielle décroissante. Ces deux phases se traduisent par les équations suivantes :

$$t_x < t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_1 G_o N_x \exp[-K_1(t_{1/2} - t_x)]$$

$$t_x > t_{1/2} : \frac{dG}{dt} = K_2 G_o N_x \exp[-K_2(t_x - t_{1/2})]$$

La courbe ci-dessous traduit l'évolution théorique de la production de biogaz sur le site de Saaba.

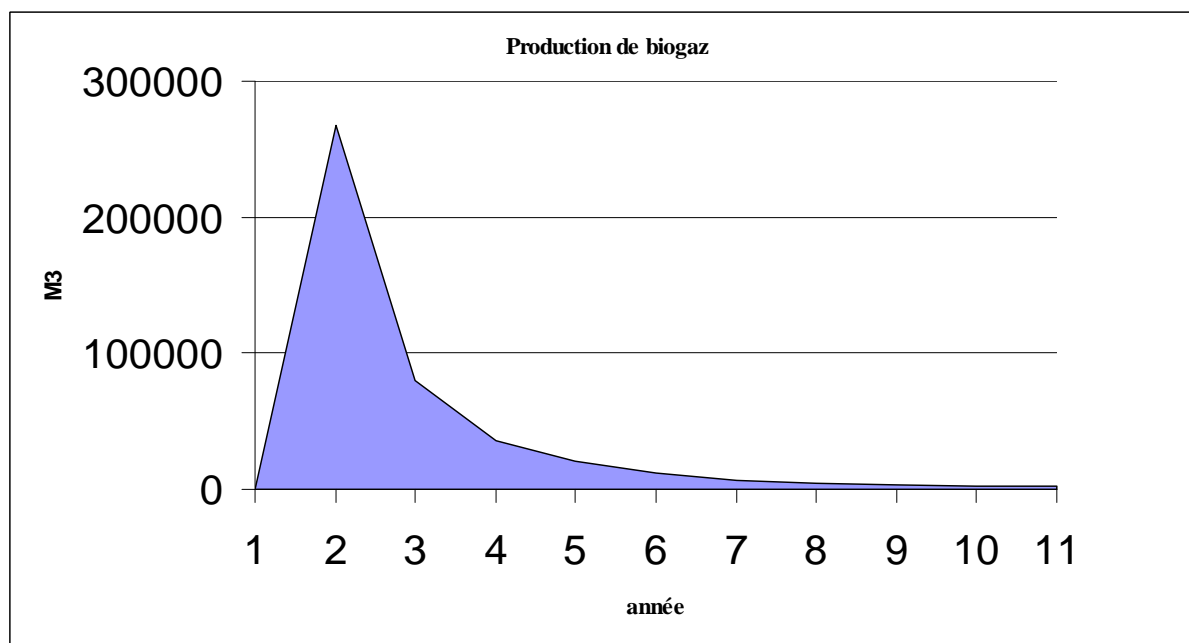


Figure 20 : Estimation de la production du biogaz sur le site de Saaba

On considère que le biogaz est composé essentiellement du CO₂ et du CH₄. Cette production varie au cours de la dégradation du déchet. Elle se stabilise à son maximum durant la phase méthanogène, puis devient minimale au cours de la maturation des déchets, caractérisant la fin du mécanisme de dégradation. Ce maximum en considérant une phase de stabilisation autour de 10 ans est obtenue dans le cas de cette étude la deuxième année. Cependant les mesures directes sur le terrain présentent une absence de biogaz (CO₂, CH₄). Ce qui peut s'expliquer soit par un échappement de biogaz durant le temps de mise en place de tube PVC (environ 24 H) ou par une entrée d'air dans les tubes en PVC, ceci est confirmé par les mesures faites en profondeur, qui reflètent un taux nettement supérieur aux mesures directes réalisées à l'entrée des tubes.

La production de biogaz est fortement dépendante de la nature du déchet, de l'âge, de l'humidité au sein du massif nécessaire au développement des bactéries méthanogènes, du pH, la population microbienne présente, de la température, de la qualité des nutriments présents et de la teneur en matière organique.

Les valeurs des taux de production données dans la bibliographie, dépendent certes de la composition des déchets, des caractéristiques du site, mais aussi de la fiabilité des mesures. Les mesures sur site sont difficiles et peu optimisés, une partie du biogaz peut être perdu soit par diffusion à travers la couverture, soit par migration, soit par oxydation à la surface (Delineau et Budka, 2000, François, 2004). L'estimation permet d'anticiper les effets néfastes sur l'environnement.

III.9. Composition du biogaz (paramètre 13)

Dans les trous de carottage qui ont servi au prélèvement des échantillons de déchets, ont été installés des tubes PVC de diamètre $d = 50$ mm. Les prélèvements pour analyse de biogaz ont été effectués sur ces puits réalisés dans le massif de déchets. La température ambiante lors du prélèvement est de 37°C avec un vent modéré. Le prélèvement est effectué avec un appareil portatif type GA2000, connecté sur le tube PVC avec un bouchon. Les résultats sont donnés dans le tableau 72.

Tableau 72 : Composition du biogaz à des différents niveaux

| Points | % vol CH4 | % vol CO2 | %O2 | CO (ppm) | H2 (ppm) | H2S (ppm) | Débit (mL/mm) |
|--|-----------|-----------|------|----------|----------|-----------|---------------|
| Sur le bouchon du PVC | | | | | | | |
| i | - | - | - | - | | | ~ 0 |
| j | 0,01 | 0,01 | 20,8 | - | | | ~ 0 |
| k | 0,02 | 4,9 | 14,8 | 0,007 | | | ~ 0 |
| Directement avec le tube d'aspiration au fond des trous (Température 34°C) | | | | | | | |
| i | 7,5 | 17,6 | 4,8 | - | - | 0,05 | ~ 0 |
| j | 9,6 | 23,1 | 1,2 | 0,033 | - | 0,119 | ~ 0 |
| k | 0,01 | 5,5 | 14 | 0,08 | - | 0,081 | ~ 0 |

Les résultats de l'étude montrent que l'activité biologique dans le massif de déchets du site de Saaba est très faible au moment de l'expertise, 2 ans après l'enfouissement des déchets. Par conséquent le fait d'être implanté dans une zone à faible pluviométrie (ou caractérisée par des pluies brèves mais intenses et une forte évapotranspiration) n'empêche pas le massif de déchets de développer une certaine activité biologique mais très limitée. Les résultats sont caractéristiques d'une décharge au sein de laquelle, on retrouve une activité microbienne plus ou moins pendant la longue saison sèche. Le volume de lixiviat qui devrait s'échapper demeure dans le massif et assure une humidité au sein de la décharge, suffisante pour la dégradation très lente des déchets. A noter qu'il y a eu certainement une entrée d'air dans les tubes installés. Les mesures au fond des trous sont plus proches de la réalité mais n'expliquent pas une activité microbiologique conséquente.

III.10. Autres paramètres

III.10.1 Températures (paramètres 15)

Les conditions atmosphériques régnant habituellement dans la zone du centre sont les suivantes : température comprise entre 21,7°C et 34,8°C, l'humidité relative minimale est de 30 % et peut atteindre une valeur maximale de 68 %, la vitesse du vent est de 2,2 m/s. La direction du vent : nord, nord-est soufflant d'octobre à avril (harmattan), sud, sud-ouest soufflant de mai à septembre (mousson).

III.10.2 Milieu souterrain et milieu naturel (paramètre 16 -17)

Le substrat de la zone du site est à dominante granito gneissique. Selon les informations recueillies auprès du Bureau des mines et de la Géologie du Burkina Faso (BUMIGEB), les systèmes aquifères de cette zone sont les suivants :

- l'aquifère des altérités est à 30 m de profondeur ; les puits traditionnels des environs du site utilisent cet aquifère ;
- l'aquifère du socle fracturé et fissuré se situe entre 40 m et 60 m de profondeur. Le forage du village de Bilbalogo, village le plus proche du site a une profondeur de 50 m. Le niveau statique de l'eau se situe à 21 m de la surface du sol selon l'Office National des Eaux et de l'Assainissement du Burkina Faso (ONEA, 1999). On note une absence de cours d'eau permanent. L'unique cours d'eau est le Massili, un affluent du Nakébé. Le Massili draine un bassin versant fortement dégradé par l'activité humaine et marqué par la baisse tendancielle de la pluviométrie. Le site se situe sur la rive gauche d'un affluent du Massili. Cependant à 1 km au nord ouest, on remarque la présence d'eaux de surface. La zone d'étude correspond dans son ensemble à une immense pénéplaine façonnée dans le massif précambrien. Le relief monotone, n'est qu'une succession de croupes molles et de vallons évasés, avec de loin en loin une butte isolée ou un groupe de collines aux pentes raides qui s'élèvent de quelques dizaines de mètres au – dessus du plateau. L'altitude varie de 330 m au dessus de la partie ouest de la zone d'étude à 250 m dans la partie est. Les parties basses et planes correspondent aux granites et gneiss du socle, consolidées et usées par l'érosion. La partie nord du site est un terrain vague utilisé comme zone d'emprunt de terre pour la fabrication des briques. Le côté sud était occupé par les champs de mil. Le site est situé dans le quartier de Bilbalogo – saabin, habité en majorité par les forgerons.

Chapitre 4 : Recommandations

Les trois chapitres précédents ont permis d'élaborer des outils et de les valider sur des sites réels dans différentes conditions. Certaines approches du guide ont fait leur preuve, d'autres non et n'ont pu être validées.

Ce chapitre se propose donc de dresser un bilan qualitatif du protocole testé en vraie grandeur et de préconiser des recommandations pour les prochains cas d'expertise. Ces recommandations concernent le protocole général d'expertise notamment les différentes phases préalables à l'expertise sur site et le guide proprement dit notamment les 21 paramètres de suivi d'étude.

I. Protocole d'expertise

Les différentes phases ont été validées pour le CET d'Ouled Fayet. Après les échanges d'informations, les missions de contact ont abouti à la signature d'une convention qui a permis d'envisager effectivement la réalisation de l'expertise. Tandis qu'à Polesgo au Burkina Faso l'expertise n'a pas pu aboutir par manque d'engagement et d'intérêt des acteurs. Les 3 premières phases (phase préalable, phase de consolidation et mission préparatoire) ont été réalisées, mais elles n'ont pas conduit à un accord. Dans le cas du site de Saaba, une collaboration scientifique a été mise en place.

Les différentes phases organisationnelles sont primordiales pour la mise en place d'un programme d'expertise d'un site industriel surtout quand il concerne le domaine des déchets. Il ne faut surtout pas les négliger afin d'intégrer tous les acteurs de la gestion des déchets : institutionnels locaux et nationaux, société civile dont les ONG et les chercheurs.

II. Guide expérimental d'expertise

La deuxième partie du guide est consacrée à la réalisation de l'expertise de suivi du site d'enfouissement et notamment à la mesure des 21 paramètres présumés. Les protocoles de mesure ont été testés : certains protocoles n'ont pas été appliqués faute de moyens sur le terrain, d'autres ont été adaptés aux situations et ont permis de capitaliser des données sur la connaissance des déchets. Il a été procédé à la mise en place d'autres protocoles de mesure d'autres paramètres d'évolution des déchets stockés. C'est le cas de la caractérisation des déchets stockés par stratification qui n'a pas été prévue par le protocole expérimental. Aussi l'installation d'une station météorologique sur le site s'est révélée capitale pour l'élaboration du bilan hydrique. Dans le cas de la décharge d'Ouled Fayet, on a utilisé une moyenne décennale pour pourvoir définir les valeurs de 2006 ce qui dans la pratique peut être sujet de contradiction.

La caractérisation des déchets est effectuée sur site et donne avec précision la nature du gisement réellement enfoui sur le site. A Saaba (Burkina Faso), les données concernant les déchets entrants sont celles récupérées par étude bibliographique, ce qui a nuancé certaines approches surtout concernant les résultats présentés sur l'humidité, qui n'ont pas facilité la tâche surtout concernant le bilan hydrique. Le tableau suivant rassemble les recommandations pour la mesure des paramètres établis dans le guide, mais aussi celles pour la création de nouveaux paramètres et pour la suppression de certains.

Tableau 73 : Recommandation pour Le suivi des paramètres de l'expertise sur site

| N° | Description | Recommandations |
|--------|----------------------------------|--|
| 1 | Caractérisation physique | <i>Tri par taille (sans oublier les fines, <10 mm) et par catégories sur déchets entrants et stockés 2x/saison</i> |
| 2 | Caractérisation chimique | <i>La plus complète possible 2x/ saison</i> |
| 3 | H% | <i>De préférence à 80 < Te < 105°c sur un échantillon d'environ 1m3 4x/mois</i> |
| 4 | Densité | <i>A la tombée des camions sur le casier sur un échantillon de 10 camions de collecte de différents standings 4x/ mois</i> |
| 5 | Origine et flux des déchets | <i>Identification des camions bennes et origine des quartiers</i> |
| 6 | Tassement | <i>A réaliser sur un casier expérimental En continu</i> |
| 7 | Comportement des déchets à l'eau | <i>Sur site et sur un échantillon assez grand (50L) mesure de la capacité de rétention ; au moment de la mesure de la densité 4x/mois</i> |
| 8 | Perméabilité | <i>Surtout pour les sols de couverture et le cas échéant des sols de la barrière passive (absence de membrane PEHD barrière active) ponctuel</i> |
| 9 | Bilan hydrique | <i>Données météo sur site indispensables ; à comparer à la mesure du débit de lixiviat 2x/mois</i> |
| 10 | Composition des lixiviats | <i>Le suivi régulier permet de suivre la dégradation des déchets à condition que les casiers de stockage soient indépendants hydrauliquement. Dans le cas contraire, suivre le lixiviat d'un casier expérimental Indispensable malgré tout pour le rejet éventuel et le traitement</i> |
| 10 bis | Traitement des lixiviats | <i>Contrôle de l'adaptabilité du traitement à la nature du lixiviat (biodégradable ou non) et suivi des normes de rejet</i> |
| 11 | Biogaz : flux surfacique | <i>A relier à la mesure de la température du massif de déchets Pas toujours réalisable</i> |
| 12 | Biogaz : calcul de production | <i>Comparer plusieurs modèles de prédiction de la production dans le temps 1x/an</i> |
| 13 | Biogaz : composition | <i>Le suivi de la production de biogaz ne peut pas se faire au bout d'un an sur un casier en cours Dans le cas contraire : 2x/an</i> |
| 14 | Potentiel méthanogène | <i>Avoir les moyens, Si non se servir des données bibliographiques</i> |
| 14 bis | Odeurs sur et hors site | <i>De préférence au potentiel méthanogène méthode adaptée : courbe olfactive 4x/an</i> |
| 15 | Température du massif | <i>Le cas échéant car elle renseigne sur la distribution de l'eau dans le massif et sur la dégradation des déchets et sur leur stabilisation 1x/an</i> |
| 16 | Milieu souterrain | <i>Suivi de la qualité des eaux souterraines : salinité dont Cl-,</i> |

| | | | | |
|--------|--|------|---|---|
| | | | <i>MO, micropolluants dont métaux lourds toxiques et indicateurs (Cd, Hg, Pb, Ni) Installation de piézomètres 1x/saison</i> | |
| 17 | Hydrographie | | <i>Réservé au suivi de la qualité des eaux de surface : salinité dont Cl-, MO, micropolluants dont métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Ni) sur sédiments 1x/saison</i> | |
| 17 bis | Milieu naturel : faune et flore | | <i>Sur espèces végétales autochtones Et sur espèces animales 1x/an</i> | |
| 18 | Environnement humain | | <i>Hygiène et suivi sanitaire des personnels Etude épidémiologique des populations riveraines</i> | |
| 18 bis | Réglementation | | <i>Veille réglementaire et validation</i> | |
| 19 | Contexte général du stockage des déchets | | <i>Le guide prévoyait ce paramètre pour resituer la part de l'enfouissement dans le contexte général de gestion locale des déchets : le faire apparaître plutôt dans les généralités. Par contre concernant l'enfouissement des déchets, il est préférable de vérifier l'adaptabilité des CDC de conception et d'exploitation au contexte local</i> | |
| 20 | Aménagement fonctionnel et suivi | 20 a | Compactage des déchets entrants | <i>Choix de la pression exercée et du nombre de passes pour un compactage de 15% Sur casier expérimental</i> |
| | | 20 b | Etanchéité | <i>Essai de perméabilité et de tenue à la soudure sur casier expérimental -en continu-</i> |
| | | 20 c | Drainage du lixiviat | <i>Choix du matériau drainant, des drains de captage (PVC ou PEHD, diamètre, nombre de trous et espacement après essais sur casier expérimental</i> |
| | | 20 d | Drainage du biogaz | <i>-id-</i> |
| | | 20 e | Digues périphériques | <i>Test de cohésion des matériaux, pente des digues sur casier expérimental</i> |
| | | 20 f | Couverture intermédiaire | <i>Perméabilité, 1x Composition, 1x Sur casier expérimental</i> |
| | | 20 g | Couverture finale | <i>Type multicouche sur casier expérimental</i> |
| | | 21 | Coûts d'exploitation | |

Au cours de cette étude certains paramètres n'ont pas été mesurés et il serait intéressant de pouvoir les apprécier , a- le comportement mécanique des déchets : tassement (paramètre 6), perméabilité des déchets (paramètre 8), b- la dégradation anaérobie des déchets : le potentiel méthanogène (paramètre 14) n'est pas toujours accessible, les conditions

extérieures (paramètres 15, 16, 17, 18) et les paramètres d'exploitation, c- les coûts d'exploitation (paramètre 21), ne sont pas déterminés avec précision. Aussi l'échantillonnage des déchets stockés doit être repris pour la mise en place d'un standard tenant compte de la nature des déchets stockés.

Ces manques pourront être comblés par la mise en place d'un casier expérimental, qui pourra apporter des informations complémentaires à cette étude.

III. Conception de casier expérimental

III.1. Intérêts

Certains paramètres de suivi (Cf. tableau précédent) nécessitent de construire un casier expérimental qui permette de contrôler facilement les intrants et les sortants d'un véritable réacteur chimique et biologique. Les avantages d'un tel casier expérimental sont les suivants :

- les déchets entrants sont parfaitement connus,
- les tassements sont mieux suivis, pour chaque couche subissant éventuellement la pression des suivantes : application de modèles mathématiques ;
- le drainage et le captage des lixiviats sont appréhendés ;
- les modèles du bilan hydrique peuvent s'appliquer en vue d'une validation ;
- l'évolution des déchets stockés pourra être suivie ;
- l'adaptabilité du mode de stockage ;
- le suivi de la composition du lixiviat produit par le casier sera possible ;
- les études d'adaptabilité du traitement du lixiviat sont réalisables;
- la mise en place d'un système de détection de fuite est possible pour apprécier l'efficacité des soudures effectuées sur la géomembrane.

III.2. Dimensionnement

Les études pourront s'effectuer sur un casier de 4000 m² de surface sur une hauteur de 6 m. Les déchets doivent être disposés par couche successive. La couche intermédiaire doit être une terre végétale ; sa perméabilité sera déterminée et doit être supérieure ou égale à 10⁻⁴ m/s.

Le lixiviat sera collecté et acheminé vers le point le plus bas. La mise en place d'une couche filtrante est importante pour éviter les problèmes de colmatage. On pourra utiliser des filtres granulaires. Dans ce cas les paramètres liés au filtre doivent être connus : la granulométrie, les types de minéraux (éviter les calcaires). La couche drainante en plus de sa

fonction de drainage doit offrir une protection adéquate à la couche étanche ainsi qu'aux diverses conduites.

Les matériaux granulaires doivent être composés de moins de 5% de particules de tailles inférieures à 200 mm (pour éviter le colmatage) et doit avoir une conductibilité hydraulique de minimale de 10^{-4} m/s. L'épaisseur minimale de la couche doit être de 30 cm. Il est très important d'éviter des matériaux contenant de la dolomite, du calcaire ou autres carbonates.

Les drains de captage et de conduite ou regard doivent présenter un diamètre minimum de 100 mm et présenter une pente minimale de à 5%. Il serait intéressant d'éviter les drains en PVC et d'utiliser ceux en PEHD capables de supporter la forte pression des engins. On pourra utiliser des fibres de coco enroulé sur une épaisseur de 5 à 10 mm pour éviter les pertes de charges.

Conclusion Générale

Ce travail de recherche a été réalisé dans le cadre d'un programme de l'ADEME, en partenariat avec l'Université de Limoges, l'INSA de Lyon et deux bureaux d'étude CSD Azur et Merlin. Ce programme vise à établir les conditions minimales d'enfouissement technique, des déchets dans les PED, à partir de données scientifiques obtenues sur des centres situés dans des pays à régime climatique différent et dans des conditions environnementales variées. Cette étude a contribué à l'élaboration d'un guide d'expertise et à sa validation sur des sites en exploitation.

En effet si l'enfouissement des déchets dans les PED demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, il n'a pas été jusque là pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer. L'enfouissement est resté un moyen simple pour se débarrasser de déchets urbains encombrants les rues et les quartiers. Aussi même s'il demeure pratique courante dans les PED, peu de données existent réellement permettant de dégager des informations objectives pour la conception et l'exploitation des centres de stockage dans les conditions locales climatiques, technologiques et économiques variées.

Ce guide d'expertise prévoit les différentes étapes de la prise de contact jusqu'à la mise en place d'un suivi expérimental. Il est modulable selon les situations et permet d'identifier les différents problèmes liés à la conception et à l'exploitation d'un CET. La démarche s'appuie sur les dysfonctionnements enregistrés sur le stockage de déchets dans plusieurs PED et identifiés au cours d'une analyse bibliographique. Ces dysfonctionnements ont été évalués aussi sur place sur des sites en activité.

Cette démarche repose sur l'élaboration de supports méthodologiques et l'expérimentation sur sites au travers de plusieurs expertises. Les études ont été réalisées sur le CET d'Ouled Fayet à Alger en Algérie en cours d'exploitation et sur le site de Saaba à Ouagadougou au Burkina Faso, cas d'une décharge de type « décharge sèche » en fin d'exploitation. Les deux zones climatiques qui ont été utilisées dans cette étude sont différentes : elles ont pratiquement la même pluviométrie, une moyenne annuelle autour de 800 mm mais une évapotranspiration différente. A Ouagadougou au Burkina Faso il pleut 3 mois sur 12 tandis que à Alger en Algérie la plus est répartie sur 9 mois de l'année.

Les objectifs poursuivis dans le guide ont été atteints. Plusieurs paramètres ont été validés et certains modifiés et rajoutés. Les expertises réalisées dans deux pays à régime climatique différent ont permis non seulement de valider le guide mais aussi d'envisager des modes de conception de centres de stockage différents. En effet ces expertises ont permis

d'acquérir un ensemble de données in situ et d'améliorer la compréhension de certains mécanismes particuliers qui participent à la dégradation des déchets enfouis et donc à leur éventuelle stabilisation dans le temps. Elles ont permis aussi d'appréhender les difficultés inhérentes à la gestion des déchets dans les PED et à l'exploitation des centres de stockage. Les bases nécessaires pour la mise en conformité des conditions d'aménagement, d'exploitation et de suivi de toutes les décharges sont posées de façon concrète et scientifique..

L'objectif poursuivi sur les deux sites d'étude a été la validation des différents paramètres pris en compte par le guide. Le site d'Ouled Fayet a permis d'appréhender les difficultés inhérentes à la conception et l'exploitation du site, d'appliquer des modèles de bilan hydrique et de biogaz. En accord avec l'exploitant, ce suivi est en cours pour une durée de 12 mois, expérience qui sera ensuite renouvelé sur d'autres CET en Algérie. Le site de Saaba a permis d'expérimenter un mode de stockage particulier et de suivre la dégradation des déchets par stratification.

L'application du protocole expérimental sur site, a mis en avant des paramètres à mesurer et à suivre sur au moins 12 mois. Ces paramètres amendés et complétés après ces deux expertises prennent en compte;

- le flux et l'origine des déchets entrants,
- la nature physique et chimique des déchets entrants et stockés
- le comportement mécanique et hydraulique des déchets stockés,,
- l'évolution chimique et biologique des déchets stockés,
- les conditions extérieures,
- les conditions de stockage en termes d'étanchéité, de drainage des effluents liquide et gazeux, et de couverture finale
- le traitement et la valorisation des effluents
- l'exploitation du site.

Dans le cadre de ce programme, des sites situés dans d'autres pays, Maroc et Cameroun sont en cours d'expertise. Ils permettront, si on y rajoute d'autres expertises dans des pays à pluviométrie plus forte, dans le sud-est asiatique par exemple, ou dans des pays désertiques à très faible pluviométrie de faire de ce guide un outil mieux adapté et plus performant. Les données accumulées permettront à n'en pas douter de mieux appréhender le système décharge et d'établir les conditions minimales d'enfouissement dans les PED.

Références bibliographiques

ACUIRO G., ROSSIN A., TEIXEIRA P.F. & ZEPEDA F. (1997) Diagnostic de la situation del manejo de residuos solidos municipales en America Latina y el Caribe. Rapport de la Banco Iberoamericano de Desarrollo.

ADEME (1993). "MODECOM: Méthode de caractérisation des ordures ménagères." 61.

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

ADEME (2001). Déchets organiques - Essai agronomique de plein champ d'un compost de déchets verts (résultats 8e année d'expérimentation). Paris, France.

ADEME (2005). Guide méthodologique pour le suivi des tassements des centres de stockage de classe II (Déchets ménagers et assimilés)

AFNOR- EN 12457-2 (2002). « Mise en décharge – Caractérisation »

AFNOR XP X30- 411 (1996) Guide d'élaboration de procédures d'échantillonnage.

AGREN S. (2002) The possible similarity between organic substances in leachates and forest waters. In : *Proceeding of Kalmar Eco-Tech 01, leachate and waste water treatment with high-tech and natural systems*. Hogland W. (Ed), 26-28 november 2001, Kalmar, Sweden.

AGUILAR-JUAREZ O., ARAN C. & HOUI D. (1999) Effects of landfill operations on temperature rise. *Proc, 7th International Waste Manegement and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. Sardinia 1999.*

AIKEN G. R., KAPLAN L.A. & WEISHAAR J. (2002) Assessment of the relative accuracy in the determination of organic matter concentrations in aquatic systems. *J. Environ. Monit., 4, 70-74*

AINA M., MATEJKA G., THONART P., HILLISGMANN S (2006). 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 - soumise et acceptée.*

AINA M. & MATEJKA G. (2006). Degradation of waste in dry landfill : Follow up of simple parameters of chemical characterization of the evolution of waste within the solid mass. Case of the experimental site of Saaba (Burkina Faso). *Soumise à Waste Management. Manuscript WM#6740 MB*

ALLEN A. (2001) Containment landfill: The myth of sustainability. (2001). *Engineering Geology*. 60: 3-19

ALOUËIMINE S.O. (2006). « Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision ». Thèse de Doctorat, Université de Limoges.

ALOUËIMINE S.O., MATEJKA G., ZURBRUGG C. & SIDI MOHAMED M.E.O. (2005) "Caractérisation des ordures ménagères a Nouakchott – Partie 1 : méthode d'échantillonnage" *Déchets - Sciences et Techniques* – soumise et acceptée.

ALOUEIMINE S.O., MATEJKA G., ZURBRUGG C. & SIDI MOHAMED M.E.O. (2005) "Caractérisation des ordures ménagères a Nouakchott – Partie 2 : Résultats en saison sèche et en saison humide" *Déchets - Sciences et Techniques* – soumise.

ARAN C. (2001) Modélisation des écoulements de 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 Toulouse, 242 pages.

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., BUKAU G., GEYER S., FRITZ P. WOLF M. ET KIM J. (2000). Characterization of groundwater humic substances : influence of sedimentary organic carbon. *Appl Geochem.* 15, 97 – 116.

ASAMI S. (2001) Collage Text Soil Geography. Kokon-Shoin, Tokyo, Japan. P.5.

ASOMANI-BOATENG R., HAIGHT M. & FUREDY C. (1996). Community composting in west Africa. *Biocycle* 38: (01): 70-71.

AULIN C. & NERETNIEKS I. (1995). A Material balance for an Industrial Landfill, *In Proceeding Sardinia, 5th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari Italy.* 3: 173-180.

BAKER J.S. (2001). Ionic diffusion phenomena and organic polymer addition in thin clay films: investigation of electrokinetic remediation and heavy metal transport mechanisms in clay and the construction of miniaturized total analysis system. PhD of Loyola. University of Chicago.

BARLAZ M.A., HAM R.K. & SCHAEFER D.M. (1990). Methane production from Municipal Refuse: *A review of enhancement Techniques and Microbial Dynamics.*

BAYILI (1996) Rapport sur la gestion des déchets au Burkina Faso. Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie.

BEAVEN R. P. & POWRIE W. (1995). Hydrogeological properties of refuse using a large scale compression cell. *Proceeding Sardinia, 5th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy* 11: 745-760.

BEGNAUD B., BERGEY J-L., LECONTE J., FOULLY B. & CADILLON M. (1990). Solutions nationales au Maroc. Le magazine de l'agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets 4 : 20-21.

BELLENFANT G., (2001). Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, 180p.

BENEDETTI M. RANVILLE J.F., PONTHEIU M. PINHEIRO J.P. (2002). Field – flow fractionation characterization and binding properties of particulate and colloidal organic matter from the Rio Amazon and Rio Negro. *Organic Geochemistry* 33, 269 - 279

- BERNACHE G. (2003). The environmental impact of municipal waste management : the case of Guadalajara metro area. *Resources Conservation & Recycling 00: 1-15*.
- BERNACHE-PEREZ G., SANCHEZ-COLON S., GARMENDIA A.M., DEVILLA-VILLRREAL A. & SANCHEZ-SALAZAR M.E.(2001). Solid waste characterization study in the Guadalajara Metropolitan zone, Mexico. *Waste Management & Research 19 : 413-424*.
- BODA B. (2002). Evaluation of stability parameters for landfills PhD. Thesis in Civil and Environmental Engineering. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State university, 48 pages.
- BOZCURT S., MORENO L. & NERETNIEKS I. (2000). Long – term processes in waste deposits. *Sci.Total Environ.250: 101- 121*.
- BRULA P., NAQUIN P. & PERODIN Y. (1995). Etude bibliographique des rejets des différentes techniques de traitements des résidus urbains. INSA de Lyon, division POLDEN, ADEME Centre d'Angers (Rapport final).
- CALACE N., LIBERATORI A., PETRONIO B.M. (2001). Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. *Environmental Pollution. 113: 331-339*.
- CARRUCI A., GABRIELLI B. & GRISOLIA M. (1991). Stability of sanitary landfill slopes. *Proc. 3rd International Landfill Symposium, Cagliari. Sardinia 2 : 1161 – 1170*.
- CARTIER G. & BALDIT R. (1983). Comportement géotechnique des décharges de résidus urbains. *Bulletin de liaison des laboratoires Routiers des ponts et chaussées. 128 : 55- 64*.
- CHAMLEY H. (1987). Sédimentologie – Dunold Paris, Collection géoscience.
- CHOUKI (2000) Mémoire de DRT.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, Université de Limoges.
- CHEN YEN – CHO., CHEN K-S. & WU C-H. (2003). Numerical simulation of gas flow around a passive vent in a sanitary landfill. *Journal of Hazardous Materials. 100, Issues 1-3, 39-52*.
- CHIAMPO F., CONTI R., et COMETTO D. (1996). Morphological characterization of MSW landfills. *Resources, Conservation Recycling, 17: 37-45*.
- CHONG T.L., MATSUFUJI Y., HASSAN M.N. (2005). Implementation of semi-aerobic landfill system (Fukuoka method) in developing countries : A Malaysia cost analysis. *Waste Management 25: 702-711*.
- CHUGH S, PULLAMMANAPPALLIL P. & RUDOLPH (1999). Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. *Bioresource Technology. 69: 103-115*.
- CHUNG S.S. & POON C.S. (1998). "A comparison of waste management in Guangzhou and Hong-Kong." *Resources, Conservation and Recycling 22 : 203-216*.

COMAN R.N.J., ZUIVIER E., GEELHOED P.A. & HOEDE D. (2003). Characterisation of the leaching properties of C-Fix products and components. Report ECN-C—03-026

CHRISTENSEN T.H., KJELDEN P., BJERG P.L., JENSEN D.L., CHRISTENSEN J.B., BAUN A., ALBRECHTSEN H.J. & HERON G. (2001). Biogeochemistry of landfillleachate plumes. *Applied Geochemistry*. 16: 659-718.

CHRISTENSEN J.B., JENSEN D., GRON C., FILIP Z. & CHRISTENSEN T.H. (1998). Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. *Water research*. 32 : 125-135.

CHRISTENSEN T.H., KJELDEN P., BJERG P.L., ALBRECHTSEN H.J. & HOLM P.E. (1994). Attenuation in landfill leachate pollutants and aquifers. *Critical reviews in Environmental Science Technology* 2 (24): 119 – 202.

CHRISTENSEN T.H., KJELDEN P.L. (1989). *Basic Biochemical Processes in landfill, Sanitary, landfilling : Process Technology and Environmental Impact – Academic Press.*

CREPA (1995) Etude de projet de gestion des ordures ménagères et le compostage à Ouagadougou.

CROUE J.P., (2002). Les matières organiques naturelles des eaux. Cours au Diplôme d'Etude Approfondie «Chimie & Microbiologie de l'eau ». Université de Poitiers.

CROUÉ J.P., VIOLLEAU D. AND LABOUYRIE, L. (2000) « Disinfection by – product formation potentials of hydrophobic and hydrophilic natural organic matter fractions: a comparison between a low-and a high – humic water » in *Natural organic matter and disinfection by products*, (eds. S. E. Barrett, S.W. Krasner and G. L. Amy), ACS, washington, DC, 139-153.

CWBI atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries : <http://www.ulg.ac.be/cwbi/index.html>.

DAMODARAN N., ROBINSON A., DAVID E. & KALS-ADAMS N., (2003). “Urban solid waste generation and management in India.” In “Ninth International waste management and Landfill symposium.” 6-10 october 2003, Cagliari, Italy.

Décret exécutif n°90-78 du 27 février 1990 relatifs aux études d'impact sur l'environnement en Algérie (1990). Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement de l'Algérie.

DELINEAU T. et BUDKA A. (2000). Rapport final SITA : état de l'art , le concept du bioréacteur.

DEMIREKLER E., Unlu K. & ROWE R.K. (2004) Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills

DESIDERI U. Sanitary landfill energetic potential analysis : a real case study (2003). *Energy conversion & Management* . 44: 1969-1981

DESSAU SOPRIN INC (1999). Avant projet sommaire pour l'aménagement du CET de Ouagadougou (Burkina Faso)

DESSAU SOPRIN INC (1999). Schéma Directeur de Gestion des Déchets à Ouagadougou (Burkina Faso)

DE VRIES J. SCHUSTER M. PROCEE P. & MENGERS H. (2001). Environmental Management of small and medium cities in Latin America and the Caribbean. Institute for Housing and Urban Development Studies (NL) Inter-American Development Bank

DIAZ LUIS.F., SAVAGE G.M. EGGERTH L.L. & GOLEKE G.G. (1996). Solid waste management for economically developing countries copenhagen ISWA, 1996.

DIAZ LUIS.F. (1997). Managing solid waste in marginal areas. *Biocycle* 38 (06): 52.

DIAZ LUIS F. (2002). Developing landfill-guidelines for sites in developing countries. Waste Management World Home 1-11

EL-FADEL M. & KHOURY R. (2000) Modelling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews on Environmental Science and Technology*. 30: 327- 361

EL-FADEL M., BOU-ZEID E., CHAHINE W. & ALAYLI B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management* 22: 269-282.

EL-FADEL M., FINDIKAKIS A.N., Leckie J. (1997) Environmental Impacts of Solid Waste landill. *Journal of Environmental Management*. 50: 1-25.

EL-FADEL M., SHAZBAK S., SALIBY E. & LECKIE J. (1999). Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications. *Waste Management and Research*. 17 : 347 – 368.

EL-FADEL. A.N., FINDINKAKIS & LECKIE J.O. (1997). Modeling leachate generation and transport in solid waste. *Environment Technology* 18 669-686.

EPA, 2002 RCRA Waste Sampling Draft Technical Guidance. Planning, Implementation and Assessment.

ERDOGAN H. (1983). Prediction models for sanitary landfills. In Environment Eng. Conference Proceeding ASCE, Boulder,CO. 540 - 547

EZZ A.E. (2003). “Growth of the environment market of Egypt – Profitable compliance, the carrot not Stick.” *EnviroEgypt*: 14

FEHR M., CASTRO M.S.M.V. & CALCADO M.D.R. (2000). “A practical solution to the problem of household waste management in Brasil.” *Ressource, Conservation and Recycling* 30 : 245-257.

FLYHAMMAR P. & HANKANSSON K. (1999). The release of heavy metals in stabilised Municipal Solid Waste. *The Science of the Total Environment*. 243/244: 292-303.

FLYHAMMAR P. (1997). Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. *The Science of the Total Environment*. 198: 123-133.

- FOLLEA V., BRUNET F., BENRABIA N., BOURZAI M.P. et FAUCOMPRES 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.
- FRASCARI D., BRONZINI F., GIORDANO G., TEDIOLI G. & NOCENTINI M. (2004). Long term characterization lagoon treatment and migration potential of landfill leachate : a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*. 54: 335-343.
- FRANÇOIS V. (2004). « Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur des colonnes de déchets ». Thèse de doctorat. Université de Limoges
- GENDEBIEN A., PAUWELS M., CONSTANT M., LEDRUT-DAMANET M.J., NYNS E.J., WILLUMSEN H.C, BUTSON J., FABRY R. & FERRERO G.L. (1992). Landfill gas from environment to energy, commission of the European communities, Luxembourg. EUR 140171/1EN, 865 pp
- GIEGUZYNSKA, E., KOZMIT, A.GOLEBIEWSKA, D. (1998). Studies on humic acids in eroded soils of Western Pomerania. In : Zaujec, A., Bielek, P., Gonet, S.S (Eds.), Humic substances in Ecosystems. Slovak agricultural University, Nitra, 35-41
- GONZALEZ DEL CARPIO C. (1998). Composting has promising future in Mexico. *Compost Information* 22: 20-24.
- GOURC J.P., THOMAS S. & VUILLEMIN M. (1999). Proposal of a waste settlement survey methodology. *Proc. Geo Env. Confrence Lisbonne 1* : 195 – 200.
- GUYONNET D., DIDIER – GUELORGET B. PROVOST G. & FEUILLET C. (1998). Accounting for water storage effects in Landfill leachate modeling. *Waste Management Research*. 16 (3): 285- 295.
- GRELA R., BELKHADIR R., XANTHOULIS D. (2002). Centre d'enfouissement technique : Etat de la situation actuelle au MAROC, (ONEP/ 2002). 25 pages.
- GUIBBERT J.J. (1998). "Changer d'échelle pour un changement éco-social significatif", annexes: Fiche technique compostage et gestion des ordures ménagères, www.globenet.org
- HAFID N. (2002). "Etude du compost de l'UPAO, des refus de compostage et des anciens dépotoire d'ordures ménagères de la ville d'Agadir". Laboratoire de Chimie minérale et Appliquée et Génie des procédés. Agadir, Maroc, Université IBN ZOHR, Agadir.
- HAFID N. (2002). « Etude de compost de l'UPAO, des refus de compostage et des anciens dépotoirs d'ordures ménagères de la ville d'Agadir ». Laboratoire de Chimie minérale et Appliquée et Génie des procédés. Agadir- Maroc, Université IBN ZOHR, Agadir.
- HAFID N., EL HADEK M., LGUIRATI A. et BOUAMRANE A. (2002). "Evaluation d'une filière simplifiée de compostage des ordures ménagères." *Déchets* 25: 13--17.
- HEGDE U., CHANG T.C. & YANG S-S. (2003). Methane and carbon dioxide emissions from Shan –Chu- Ku landfill site in northern Taiwan. *Chemosphere*. 52: 1275 – 1285.

HENRY R.K., YONGSHENG Z., JUN D. (2006) Municipal solid waste management challenges in developing countries – Kenyan case study. *Waste Management* 26: 92-100.

HILIGSMANN S., LARDINOIS M. RODRIGUEZ C., KAPEPULA D., MHIRI F., MAROUANI L., BENZARTI A., POHL D., CHAMBLIN J.F. ANTOINE J.N., NOEL J.M., THONART P.(2001). Investigation of the biological activity in MSW Landfills under dry climates (Tunisia and Haïti). Proceedings Sardinia, Eight International Waste management landfill symposium. Cagliari , Italy 4: 131-138.

HOEKS J. (1983). Significance of biogaz production in waste tips *Waste Management Research*. 1: 323-335.

HSUAN Y.G. (2002). Approach to the study of durability of reinforcement fibers and yarns in geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*. 20: 63-76

IMAI A., FUKUSHIMA T., MATSUSHIGE K., KIM Y - H et CHOI K., (2002). Characterization of dissolved organic matter in effluents from waste water treatment plants. *Wat. Res.* 36 (4), 859 – 870.

IRD (2006). Rapport sur la démographie au Burkina Faso.

JEON, E.J.(2001). A study on the partitioning of persistent organic pollutants to the dissolved humic materials extracted from MSW landfill leachate. Matter's dissertation, University of Seoul, Korea.

JOHANNESSEN L.M. & BOYER G. (1999). "Observations of solid waste landfills in developing countries : Africa, Asia and Latin America." Washington D.C, The World Bank. 47.

KANG K-H., SHIN H.S. & PARK H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages implications. *Wat. Res.* 36 (16): 4023 – 4032.

KARTHIVALE S., YUNUS M.N.M., SOPIAN K. & SAMSUNDDIN A.H. (2003). "Energy potential from Municipal Solid Waste in Malaysia." *Renewable Energy* 29 : 559-567.

KEHILA Y. (2005). The landfill in Alger and the use of geosynthetic material to protect the environment : Proceeding 7th International conference in geosynthetic.

KELLY E.J. (2002). Solid Waste Biodegradation Enhancements and the Evolution of Analytical Methods Used to Predict Waste stability, Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University

KELLY E.J., NOVAK J.T., PRILLAMAN N., SHEARER B.D., GOLDSMITH C.D. et HATER G. R. (2002). Relationships between analytical methods utilised as tools in the evolution of landfill bioreactor stability, 37 pages.

KENNEDY L.G., EVERETT J.W. (2001) Microbial of simulated landfill leachate: solid iron / sulphur interaction. *Advances in Environmental Research*. 5: 103-116.

KIM Y.J. & OSAKO M. (2004) Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and its effect on the leaching behaviour of dioxins. *Wste Managemen*. 24: 815-823

- KITIS M., KARANFILL T. & KILDUFF J.E. (2004). The reactivity of dissolved matter for disinfection by product formation. *Journal Eng. Env. Sci.* 28: 167-179.
- KJELDSEN P. & CHRISTOPHERSEN M. (2001). Composition of leachate from hold landfills in Danmark. *Waste Management Research.* 19: 249-256.
- KÖLSCH F. (1995). Material values for some mechanical properties of domestic waste. In *Proceedings of 5th International Landfill Symposium. Cagliari, Sardinia* 2:711- 729.
- 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.
- LAGIER (2000). Etude des macro molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de Doctorat. Université de limomes.
- LANDVA A. O. et CLARK J.I. (1990) Geotechnics of waste fill. Geotechnics of waste fill-theory and pratice, *ASTM, Special Technical Publication 1070: 86-103.*
- LANDVA A.O., VALSANGAR A. J. & PELKEY S.G. (2000). Lateral earth pressure at rest and compressibility of muunicipal solid waste. *Canadian Geotechnical Journal.* 37: 1157 - 1165
- LANINI S. (1998). Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Thèse de Doctorat. Institut National polytechnique de Toulouse.
- LANINI S., AGUILAR O., LEFEBVRE X. & BALLANSAT G. (1997). Temperature increase in landfills during the aerobic period in : Christensen T.H., COSSU R., STEGMANN R. *Proceedings of Sixth International Landfill Symposium. Sardinia Cagliariy Italy 1: 121-126*
- LIBANCONSULT, INGENIEURS CONSEILS (2002), Rapport « Etude d'impact de la décharge contrôlée de Hbaline (Jbeil) ».
- LEE J.L., (1991). Simulation of leachate quality using lab lysimeter. *Proceedings of 3rd International Landfill Symposium. Sardinia Cagliariy, Italy* 865- 875
- LPEE et ONEP, (1999). Gestion des déchets solides de la wilaya de Rabat-Salé, Rapport du Ministère de l'Intérieur du Maroc.
- LU JCS., EICHENBERGER B., STEARNS B. (1985) Leachate from municipal landfills : Production and management. *Pollut. Tech. Rev. No. 119.*
- MAROUANI L., BENZARTI A., POHL D., CHAMBLIN J.F., ANTOINE J.N., NOEL J.M., THONART P. (2001B). Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates (Tunisia and Haïti). *Proceedings sardine 01, Eight International Waste management and landfill symposium. Cagliariy, Italy* : 4, 131-138
- MARQUES M. (2000). Solid waste and the water environment in the new European Union perspective: Process Analysis related to storage and final disposal. PhD Theisis. Departement of chemical Engineering and technology, Royal Institute of Technology, Stockolm, ISSN 1104-3466.

- MARQUES M. & HOGGLAND W. (2003). Hydrological performance of MSW incineration residues and MSW co-disposed with sludge in full-scale cells. *Waste management*. 23: 469–481.
- MAC CARTY P. (2001). The principle of humic substances. *Soil Sci.*, 166(11), 738 – 751.
- MANASSERO M., VAN I.W.F. & BOUAZZA A. (1997). Waste disposal and containment. Part I: of a test fill. *Proc. 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisbonne*. 127-132
- MANNA L., ZNETTI M.C. & GENON G. (1999). Modeling biogas production at landfill site. *Resources, Conservation & recycling*. 26: 1-14
- MARQUES M. & MANZANO M. (2003). Hydrological performance of sanitary landfills in different climatic regions in Brazil. *Proceedings Sardinia, Ninth International Waste Management and landfill Symposium, Cagliari, Italy*
- MATE (2003). Manuel d'information sur la gestion et l'élimination des déchets solides urbains – Alger
- MARQUES A.C.M., VILAR O.M. & KAIMOTO L.S.A. (1998). Urban solid waste – conception and design of a test fill. *Proc. 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisbonne* 127-128
- MATEJKA G. DE LAS HERAS F., KLEIN A., PAQUETEAU F., BARBIER J. & KEKE A. (2001). « Composting of municipal solid waste in Labé (Guinea) : Process optimisation and agronomic development. » *Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*. 45 -57
- MATEJKA (1995). La gestion des déchets ménagers et la qualité des eaux. OIE, Paris.
- MBULIGWE S.E. (2002). Institutional solid waste management practices in developing countries: a case study of three academic institutions in Tanzania. *Resources, Conservation & recycling* 35: 131-146.
- MC GOWAN K.C., Polhand F.G., SAUNDERS E.M. & WILLIAMS N.D. (1988). A microbial model of landfill stabilization; *Proceedings of the 1988 joint CSCE-ASCE National conference*. Vancouver BC. 704 – 711 pp.
- MEJBRI R. (1997). Fractionnement et caractérisation de la matière organique dissoute dans les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : effets du traitement par lagunage aéré. Thèse de Doctorat, Université de Limoges.
- MANLEY B.J.W., WILSON D.C., TILLOTSON H.S. (1989) National assessment of landfill gas production. Final contractor Report ETSU B 1192, Chapter 6.
- MC BEAN A., ROVERS F.A. & FARQUHAR G.J. (1995). Solid waste landfill Engineering and design. Edition Lavoisier.
- MERAZ R.L., VIDALES A-M. & DOMINGUEZ A. (2004). A fractal like Kinetics to calculate landfill methane production. *Fuel*. 83 : 73-80.

- MET –CI (1995). Plan National d'action pour l'environnement. Tome 2 Abidjan, 47 pp.
- MEZOUARI F. (2002). Les décharges publiques du grand Alger et l'utilisation des matériaux géosynthétiques comme barrière d'étanchéité : Cas de la décharge d'Ouled Fayet. Mémoire Mémoire de Magister en Urbanisme.
- MIROSLAV N., THERRIEN R., LEFEBVRE R. & GELINAS P. (2001) Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal of Contaminant Hydrology*.52: 187-211.
- MOHEE R. (2002). Assessing the recovery potential of solid waste in Mauritius. *Resources, Conservations and recycling* 36 : 33-43.
- 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. MEHU J. (1998). Pollutants leaching behaviour from solidified wastes : a selection of adapted various models. *Talanta*, 46 (3), 375-383
- MULLER M.B., SCHMITT, D. AND FRIMMEL F.H (2000) Fractionation of natural organic matter by size exclusion chromatography-properties and stability of fractions. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 4867 - 4872
- NGNIKAM E. (2000). "Evaluation environnementale et économique de systèmes de gestion des déchets solides municipaux : analyse du cas de Yaoundé au Cameroun". *LAEPSI. Lyon, INSA LYON: 314.*
- OJEDA-BENITZ S., ARMIJO DE VEGA C. & RAMIREZ-BARRETO M.E. (2003). «Characterization and quantification of household solid waste in a Mexican city. » *Resources, Conservation and Recycling* 39 : 211-222.
- OLIVIER F. (2003). Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle. Thèse de Doctorat. Université Joseph Fourier – Grenoble I.
- OILIVIER F., GOURC JP., MOREAU LE GOLVAN Y., LOW D. & SMITH L. (2002). Simulation of waste settlement in deep landfills: Woodlawn bioreactor case study. Proc. APLAS, 2nd Asian-Pacific landfill Symposium, Seoul 389 – 397.
- ONEM (2001). « Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc ».Chapitre 4 : Déchets et milieux humains. Observatoire National de l'Environnement au Maroc.
- ORTA de VELASQUEZ M.T., CRUZ-RIVERA R., ROJAS-VALENCIA N., MONJE-RAMIREZ I. & SANCHEZ-GOMEZ J. (2003). Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Management & Research*. 21: 137 – 144.
- PACEY J., AUGENSTEIN D., MORCK R., REINHART D. et YAZDANI R. (1999). The bioreactive landfilling. *MSW Management*, 52-60
- PAPADOPULOS Associates, Inc., (1988). A code for simulating flow and transport of contaminants in municipal landfills. Draft Report, Davis, CA

POHLAND F. (1996). Landfill bioreactors : Fundamentals and practice. *WQI casebook*, 18 – 22.

POLHAND F.G., DERYEN J.T. & GHOSH S.B. (1983). Leachate and gaz quality changes during landfill stabilization of municipal refuse. In anaerobic Digestion, Proceedings of the third International Symposium, Boston 185 -202.

POLHAND F.G. Al YOUSFI B. (1994). Design and operation of landfill for optimum stabilisation and biogas production. *Water Sci. Tech.* 30(12): 117-124.

POWRIE W., HUDSON A.P. & BEAVEN R.P. (2000). Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology. Final report to the Engeneering and Physical Sciences Research Council (GR/L 16149), 27 pp

PUGH M. & CAINE M. (2002). The development of Low Cost Landfilling Techniques for Emerging Countries. Projet UK department for International development.

REES J. F. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal Chem. Tech. Biotechnol.* 30 : 458-465.

REINHART D.R. & TOWNSEND T.G.(1998). Landfill bioréacteur design & Operation. Lewiw publishers, Boca Raton N.Y. by CRC Press LLC 189 p.

REINHART D.R., POHLAND F.G. & STEVENS D.K. (1991) Mathematical fate modelling of hazardous organic pollutants during codisposal with municipal refuse. *Hazardous waste & Hazardous materials* 8: 85-97.

RINKE M. (1999) Migration de la pollution minérale dans les sols sous les décharges d'ordures ménagères : Etude de cas. Thèse de Doctorat, Université de Limoges.

ROWE (1993) Composite liners as barriers : critical considerations. *Geotechnical Research Centre Report GEOT-14-93 ISSN 0847 – 0626.*

RODRIGUEZ C., HILLIGSMANN S., LARDINOIS M., DESTAIN J., RADU J.P., CHARLIER R. & THONART P. (2001). Cellulose enzymatic availability in solid waste. *Proceeding Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia* 69-77.

RODRIGUEZ I.J., CASTRILLON P.L., MARANON M.E. & SASTRE A.H. (2000). A comparative study of leachates produced by anaerobic digestion in a pilot plant and a sanitary landfills in Asturias, Spain. *Waste Management and Research* .18 : 86 – 93.

ROUYER P. (1990). Spéciation et élimination des métaux lourds dans les résidus de digestion anaérobie des déchets urbains. Thèse de doctorat, Université de Montpellier II.

SANCHEZ-GOMEZ J. & LOPES S.E. (1991). Direccion General de Servicios Urbanos, SGO, DDE, Resultados de las pruebas de capacidad de absorcion y analisis de laboratorio de las celdas de control de Bordo Ponioente III, 125 pp.

SANE Y. (2002).La gestion des déchets à Abidjan : un problème récurrent et apparemment sans solution. *AJEAM/RAGEE* 4 : 13-22.

- SANE Y. (1999). Une ville face à ses déchets : une problématique géographique de la pollution à Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.
- SHEARER B. (2001). Enhanced biodegradation in landfills. Master of Science in Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 50 Pages.
- SHIN H-S., HWANG E-J. & GEE C.S. (1997). Food residual management in Korea. *Biocycle*. 38 (10) : 69-71.
- SCHREDER P., DOZIER T. ZAPPI P. MC ENROE M., SJOSTROM J. & PEYTON R. (1994). The hydrolic evaluation of landfill performance (HELP) model. Documentation for version EPA/600/R-94/168b, Cincinnati, OH, USA : Risk Reduction Engineering laboratory, office of Research and development , US Environmental Protection Agency.
- SKORDILIS A. (2004). Modelling of integrated solid waste management systems in an island. *Resources, Conservation & recycling* 41: 243-254.
- SOCLO H., AGUEWE M., ADJAHOSSOU B.C. HOUNGUE T. et AZONTONDE A.H. (1999). « Recherche de compost type et toxicité résiduelle au Bénin. » *TSM* 9 : 68-76.
- STEVENSON, F.J. (1994). Humic chemistry : Genesis, composition, Reactions, Second ed. Wiley, New York, USA
- STRAUB W.A. & LYNCH D.R. (1982). Models of landfill leaching organic strength. *Journal Env. Eng. Div. ASCE*. 108: 251-268
- TAWEE S. & ISMAL M. (2003). « Solid waste management in Malaysia : its problem and solution » ." In "Ninth International waste management and Landfill symposium." 6-10 october 2003, Cagliari, Italy.
- TCHOBANOGLIOUS G., THEISEN H. & VIGIL S. (1993). "Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues." McGraw Hill, New York.
- TEZANOU J., KOULIDIATI J., PROUST M., SOUGOTI M. GOUDEAU J-C., KAFANDO P. ET ROGAUME T. (2001). Caractérisation des déchets ménagers de la ville de Ouagadougou (Burkina Faso). *Annales de l'Université de Ouagadougou*.
- TIQUIA S.M. & TAM N.F.Y. (1998). "Composting pig manure in Hong Kong." *Biocycle* 39 (02): 78-79
- THONART P., LARDINOIS M. RODRIGUEZ C., AWONO S. DESTAIN J. & HILLIGSMANN S. (2002). La problématique de la gestion des déchets ménagers. *Séminaire – Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers à Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso)*
- THONART P., STEYER E., DRION R. HILIGSMANN S. (1998). La gestion biologique d'une décharge. *Tribune de l'eau* 1998, n° 590/591 : 3-12.
- THONART P., STEYER E., DRION R. & HILLIGSMANN S. (1997). La gestion biologique d'une décharge. *Tribune de l'eau* n° 590/ 591.

- THURMAN E.M., (1985). Developments in biochemistry : Organic geochemistry of natural waters. Nijhoff M. Et Junk W. Publishers, Dordrecht.
- UGUCCIONI M. & ZEISS C. (1997). Improvement of leachate Prediction Through Municipal Solid Waste Layers. *Journal of the American Water Resources Association*. 33: 1265 - 1278
- UNEP (2001/2002/2005). Newsletter and technical publications <Municipal Solid Waste Management> Regional overviews and information sources. (http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/MSW/RO/Latin_A/Topic_e.asp ou [Asia/Topic_e.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/MSW/RO/Asia/Topic_e.asp) ou [Africa/Topic_e.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/ESTdir.Pub/MSW/RO/Africa/Topic_e.asp)).
- VAVILIN V.A., SHCHELKANOV M.Y. & RYTOV S.V. (2002). Effect of mass transfer on concentration wave propagation during anaerobic digestion of solid waste. *Water Research*. 36: 2405-2409.
- VIOLLEAU D. (1999) Intérêt du fractionnement et de l'extraction des matières organiques naturelles d'eau de surface pour l'étude de leur propriétés structurales et de leur pouvoir complexant vis-à-vis du cuivre. Thèse de doctorat – Université de Poitiers.
- VINCENT F. (1991). Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge –modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet type. Thèse de doctorat Ecole des mines de Paris.
- WALKEY A. & BLACK I.A. (1934). An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37: 29-37.
- WANG Y.S., BYRD C.S. & BARLAZ M.A. (1994). Anaerobic biodegradation of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *Journal of Industrial Microbiology*. 13: 147-153.
- WARITH M. (2002). Bioreacteurs landfill : experimentsl and field results. *Waste Management*, 22: 7-17.
- WEI Y-S., FAN Y-B., WANG M-J. & WANG J-S. (2000). Composting and compost application in China. *Resources, Conservation and Recycling*. 30: 277-300.
- WICKER A. (2000). Gestion des déchets dans « Statistiques pour la politique de l'environnement ». 27-28 novembre 2000, Munich.
- WILLIAMS E. (1990). A model for long term settlement in landfills. M.S.Thesis, Tufts University.
- YONG-JIN KIM AND MASAHIRO OSAKO (2004) Investigation on the humification of municipal solid waste incineration residue and its effect on the leaching behavior of dioxins. *Waste management* 24, 815-823
- YOSHIDA H., TANAKA N. & HOZUMI H. (1997). Theoretical study on heat transport phenomena in sanitary landfill. In: *Proceedings of Sixth International Landfill Symposium. Sardinia 1: 109- 120*

- YOUNG C.C., LIU C.W., (1998). Uptake and emission by the addition of greenhouse effect in orchard and forest soils in central and southern Taiwan. In Lu S.C, Liu C.M., YANG S.S. (Eds.) Change of atmospheric Environments in Taiwan area III. Global change research center and department of agricultural chemistry, National Taiwan University, Taipei, Taiwan 54-69.
- YU H.W., SAMANI Z. HANSON A. & SMITH G. (2002) Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. *Waste Management*. 22: 1-5.
- YUEN S.T.S., WANG Q.J., STYLES J.R. & McMAHON T.A. (2001). Water balance comparison a dry and a wet landfill a full scale experiment. *Journal of Hydrology*. 251: 29-48.
- ZANETTI M.C., MANNA L. & GENON G. (1997) Biogaz evaluation by means of thermal balances. In *Proceedings of Sixth International Landfill Symposium. Sardinia 1: 523- 531*
- ZBYTNIIEWSKI R., BUZSZEWSKI B. (2005) Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage compost. Part1 : chemical and spectroscopic properties. *Bioresource technology* 96, 471-478
- ZEISS C. & UGUCCIONI M. (1995) Mechanisms and patterns of leachate flow in municipal solid waste landfills. *Journal Environ Syst*. 23: 247 pp.
- ZORNBERG, J. G., JERNIGAN B.L., SANGLERAT T.H. & COOLEY B.H. (1999). Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and GeoEnvironmental Engineering*. 125: 583-594.
- ZURBRUGG C. & AHMED R. (1999). "Enhancing Community Motivation and Participation in Solid Waste Management." *SANDEC News* 4.

ANNEXE 1

Questionnaire

A/ Contexte général et local

A-1. Contexte général

Existence d'une politique globale de gestion des déchets :

Nombre de décharges : Nombre d'usine de compostage : Nombre d'incinérateur :

Préciser les lieux de leur implantation :

Préciser les tonnages traités :

Autres traitements (Méthanisation, recyclage etc.) :

Existence d'acteurs

Public : Oui Non / Privé : Oui Non / ONG : Oui Non / PME : Oui Non

Institution internationale : Oui Non

Si possibles préciser les noms :

Commentaires

A-2 Contexte local

Existence de schéma directeur de gestion de déchets :

Nombre de décharges : Nombre d'usine de compostage : Nombre d'incinérateur :

B/ Information de base

B-1 Données générales

Localisation et identification

Identité : CSD de

Exploitant :

Siège social :

Responsable :

Siège d'exploitation :

Responsable(s)

sur le site :

Historique et choix du site

Sources d'information

- IGN, carte N°
- Direction régionale de l'environnement,
- Agence de l'eau ou Agence de l'environnement, Bureau d'étude, ...
- CSD,
- Observations de terrain.

Etude Hydrologique et géologique préalable (Etude de faisabilité):

✓ Conclusion :

Données de voisinage :

✓ Conclusion :

Topographie (Carte topographique) :

côtes des terrains :

Caractéristiques (variées ou constantes) :

Présence ou non de barrage :

✓ Conclusion

Cadre législatif :

Contexte local :

Renseignements de base

Source d'information :

- CSD,
- IGN, carte N° Echelle :
- Observations de terrain.

| | |
|---|---|
| Nom | CSD de |
| Catégorie : | Déchets ménagers et urbains <input type="checkbox"/> Déchets industriels <input type="checkbox"/> Mixtes <input type="checkbox"/> (définir) |
| Communes desservies : Populations desservies : | |
| Nature : | Composition |
| Localisation : | Références IGN Coordonnées lambert : X = Y = Autres : |
| Cadastré (lots) : | |
| Superficie : (m ² , ha) Répartition : | Casiers : Alvéoles : |
| Capacité : (m ³ , ou T) Volume exploité : | |
| Législation : | N° de l'arrêté préfectoral ou ministériel : <ul style="list-style-type: none">• En situation irrégulière <input type="checkbox"/>• Déclaration <input type="checkbox"/>• Autorisation <input type="checkbox"/>• Rubriques de la nomenclature : |

B-2 Description

Description générale

- Schéma d'implantation sur le site-photographie(s) :
- Aménagement et raison des modification apportées :

Bâtiments sur le site : (Nombre :)

| Dénomination | Type | État | Dimension | Utilisation | Accès |
|--------------|------|------|-----------|-------------|-------|
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

A noter :

1. Nature des bâtiments sur le site

- Atelier de maintenance
- Bâtiment administratif
- Installation de production d'énergie (charbon, gaz, hydraulique, électricité)
- Production d'utilités (eau, air, gaz)
- Laboratoires d'analyses
- Autres

2. Etat (en relation avec les risques potentiels)

- Vetusté : Evident / Potentiel / Non

- Satabilité : Evident / Potentiel / Non
- Pollution liée aux matériaux de construction : Oui / Non

En cas de réponse possible (Evident ou Potentiel), préciser le niveau : F(Faible), M (Moyen), E (levé).

3. Utilisation des bâtiments

- Permanente
- Temporaire

4. Accès au site

- Public
- Non public

Structure des ouvrages réalisés ou à réaliser

| Nom | Type | Etat | Dimension | Utilisation | Accès |
|-----|------|------|-----------|-------------|-------|
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

Nature des structures / Ouvrages :

Stockage :

Nature du stockage

| | | | | |
|---|--|--|--|--|
| Localisation | | | | |
| Type | | | | |
| Conditionnement | | | | |
| Confinement | | | | |
| Volume (m ³) /J Tonnage (T) /J | | | | |
| Etat | | | | |
| Substances/ Produits identifiés | | | | |
| Risques identifiés | | | | |

Autres caractéristiques du site :

- Remblais d'origine diverse sur le site
- Excavations
- Orifices (puits)
- Galeries enterrées
- Glissements de terrain
- Autres / Préciser

Risque(s) potentiel(s) associé(s) :

.....

Contexte géologique général du site et de ses environs

Sources d'information

- carte géologique N° Echelle : et notice explicative
- Rapport(s) N° d'étude géotechnique
- Observations de terrain (Coupe géologique et hydrogéologique du site)

Perméabilités du site :

Perméabilités attendues :

✓ Conclusion :

Système d'étanchéification mis en place sur le centre

Sources d'information

➤ CSD (l'exploitant pourra fournir ces renseignements)

➤ Enquête :

Type d'étanchéification :

- Naturel :

- Synthétique (description) :

- Mixte (description) :

- Aménagements spécifiques effectués :

- Contrôle d'étanchéification (reste de matériaux utilisés) :

✓ Conclusion

Système de drainage mis en place sur le centre

- Dimensionnement :

- matériaux utilisés :

- Disposition

- Raison des choix opérés

Organisation du CSD

Généralités :

Plan d'exploitation :

Suivi d'exploitation :

Paramètres du suivi

Techniques :

Contrôle :

Flux :

(présence ou non de pont bascule)

Horaire :

Evaluation des rejets (qualitative)

- Rejets liquides*

| | Oui / Non | Volume / An |
|---------------------------------------|-----------|-------------|
| Lixiviat | | |
| Ruissellement | | |
| Rejets occasionnels (vidange, lavage) | | |
| Services généraux (sanitaires ...) | | |

Tableau VII : Réseaux d'évacuation

| Type réseaux d'évacuation | Oui / Non | Contrôle qualitatif(*) | Contrôle quantitatif(*) | Contrôle continu(*) | Contrôle discontinu(*) |
|---------------------------|-----------|------------------------|-------------------------|---------------------|------------------------|
| | | | | | |
| | | | | | |
| | | | | | |

(*) Préciser le type de contrôle. Présenter éventuellement un schéma de fonctionnement.

- Rejets atmosphériques

Origines des rejets :

| | Contrôle qualitatif(*) | Contrôle quantitatif(*) | Contrôle continu(*) | Contrôle discontinu(*) |
|---------------------|------------------------|-------------------------|---------------------|------------------------|
| Alvéoles | ouverts | | | |
| | fermés | | | |
| Engins utilisés | | | | |
| Bassins de lixiviat | | | | |

| | | | | |
|--------------------------------|--|--|--|--|
| Bassins d'eau de ruissellement | | | | |
| Véhicules de passages | | | | |

B-3. Milieux sensibles

Air

- Existence de source(s) d'émissions gazeuses ou de poussières (fûts fuyards, bassin de lixiviat, décharges) : Oui / Non
Préciser lesquelles :
- Existences de produits volatils / pulvérulents : Oui / Non

Eaux superficielles

- Distance du site ou de la source au cours d'eau le plus proche : m/km
- Estimation des débits du cours d'eau : (préciser unité)
- Utilisation sensible des eaux souterraines : Oui / Non – Nature :
- Existence de rejets directs en provenance du site : Oui / Non
- Signes de ruissellement superficiel : Oui / Non
- Situation en zone d'inondation potentielle : Oui / Non

Eaux souterraines

- Existence d'une nappe d'eau souterraine sous le site : Oui / Non
- Nature de l'aquifère :
- Estimation de la profondeur de la nappe : m
- Utilisation sensible des eaux souterraines : Oui / Non – Nature
- Distance du captage le plus proche :m/Km
- Existence potentielle de circulations préférentielles vers la nappe (failles, fractures, puits anciens, ...) : Oui / Non
- Existence d'un recouvrement constitué de formations géologiques à faible perméabilité : Oui / Non

Sols

- Indices de pollution du sol (végétation, ...) : Oui / Non
- Projet de requalification su site à court terme : Oui / Non
- Pollutions / Accidents déjà constatés : Oui / Non

Pollutions accidentelles

| Date | Type | Equipement concerné | Origine principale | Manifestations principales |
|------|------|---------------------|--------------------|----------------------------|
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |

Pour lexiques associés à ces rubriques.

- Pollution de l'atmosphère : Oui / Non – caractéristiques :
- Pollution des eaux de surfaces : Oui / Non – caractéristiques :
- Pollution des eaux souterraines : Oui / Non – caractéristiques :
- Pollution des sols : Oui / Non – caractéristiques :
- Dommage au patrimoine : Oui / Non – caractéristiques :
- Atteinte à la faune : Oui / Non – caractéristiques :
- Atteinte à la flore : Oui / Non – caractéristiques :

Mesures d'urgences prises :

.....

- Plaintes des riverains Oui / Non

Milieux concernés :

1.
2.
3.
4.

B-4. Occupation du site

Conditions d'accès au site

- Site clôturé et surveillé
- Site non clôturé ou clôture en mauvais état, mais surveillé
- Site clôturé mais non surveillé
- Site non clôturé, ou clôture en mauvais état et non surveillé

Occupation actuelle du site

- En exploitation
- Loisirs
- Agricole / Forestier
- Usages sensibles (habitations, écoles, hopitaux)
- Autres – préciser

Type de populations présentes sur le site

- Présence occasionnelle ou régulière de moins de 10 personnes
- Présence occasionnelle ou régulière de plus de 10 personnes
- Travailleurs avertis
- Adultes non informés
- Personnes sensibles (enfants, personnes âgées ...)

Clôture

- **Matériaux (grillages en fer..)**
- **Hauteur de la clôture**

B-5 Environnement du site

- Agricole / Forestier
- Proximité d'une ZNIEFF
- Zone naturelle
- Industriel
- Commercial
- Habitat :
 1. Urbain
 2. Péri urbain
 3. dispersé

B-6 Documents concernant le site

1.
2.
3.
4.
5.

B-7 Personnes ressources
Contacts

| | Nom | Organisme | Téléphone |
|----|-----|-----------|-----------|
| 1. | | | |
| 2. | | | |
| 3. | | | |
| 4. | | | |

B* Proposition de termes

B*-1. Typologie

- Réseaux d'égouts
- Postes de déchargements
- Réseaux de récupération des eaux pluviales
- Stations d'épurations du lixiviat
- Autres

B*-2 Etat (en relation avec les risques potentiels)

- Vétusté : Evident / Potentiel / Non
- Stabilité : Evident / Potentiel / Non
- Pollution liée aux matériaux de construction : Oui / Non

En cas de réponse possible (Evident ou Potentiel), préciser le niveau : F(Faible), M (Moyen), E (levé).

B*-3 Nature et caractéristiques des digues

- Etat des digues (Modules pressiométriques, teneur en eau)
- Géométrie des digues

B*-4 Déchets entrants

- Nature
- Humidité (évaluation)
- Quantité

B*-5 Déchets stockés

- Suivi
- Renseignement
- Comportements particuliers à signaler

| Nature de l'accident ▼ | Produits émis ➔ | Produits gazeux | Produits liquides | Produits boueux | Produits solides |
|---------------------------|-----------------------|-----------------------------|-------------------|-----------------|------------------|
| | | Acident d'origine naturelle | Inondation | | |
| | Glissement de terrain | | | | |
| | Erosion/ effondrement | | | | |
| | Vent | | | | |
| | Foudre | | | | |
| | Incendie | | | | |
| | Températures extrêmes | | | | |

| | | | | | |
|--|--------------------------|--|--|--|--|
| Accident de transport | | | | | |
| Accident dans une unité industrielle voisine | | | | | |
| Autre incident de nature à engendrer une pollution | | | | | |
| Incident technique | Rupture de canalisation | | | | |
| | Débordement de réservoir | | | | |

| | |
|--|--|
| <p>1. Pollution de l'atmosphère</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mode d'émission <p>Instantanée Prolongée Canalisée Diffuse</p> | <ul style="list-style-type: none"> • Nature des polluants <p>Produits toxiques à effets immédiats Produits toxiques à effets différés Produits irritants Produits odorants Brouillards denses</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> • Etat physique de l'air ambiant <p>Gaz et vapeurs Aérosol Poussières Fumées</p> | <p>Distance maximale des effets : m Superficie de la zone affectée : m² Durée de l'émission :</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> • Types de milieu affecté : <p>Cours d'eau Etang / Lac Zone humide Zone d'intérêt écologique particulier Zone de captage pour alimentation Zone de captage pour irrigation Zone d'intérêt touristique Zone portuaire</p> | <p>2. Pollution des eaux de surface</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type de pollution : • Nature des polluants • Distance maximale des effets : Km • Superficie de la zone affectée : Km² • Persistance dans le milieu naturel – Faible, Moyenne), Forte. : |
| <p>3 Atteinte à la flore</p> <p>Types d'atteintes</p> <p>Destruction totale Destruction partielle Impropre à la consommation Perturbation de la croissance Perturbation de la reproduction Autres conséquences à long terme (avérés ou suspectés) Destruction de biotope spécifique Autre / Préciser :</p> | <p>4. Atteintes à la Faune :</p> <p>Type d'atteinte :</p> <p>Mortalité Blessures Impropre à la consommation Perturbation de la croissance Perturbation de la reproduction Autres conséquences à lon terme (avérées ou suspectées)</p> |

Remarques générales :

ANNEXE 2

| |
|---|
| Identification du site de décharge de Conditions de mise en place d'un audit expérimental |
|---|

| 1. Présentation de l'agglomération considérée: | |
|---|--|
| <i>Données et contraintes générales</i> | |
| Villes/agglomérations considérées : | Ouagadougou (Burkina Faso) / Alger (Algérie) |
| Population totale : | |
| Organisation administrative, Nbre Communes/Communauté urbaine/Syndicats considérés, ... : | |
| Tonnage déchets total produit : | |
| Tonnage traité dans la décharge : | |
| Autres installations de traitement et capacités : | Plate forme de compostage et installation de recyclage de plastiques en cours de construction |
| <i>La gestion des déchets :</i> | |
| Coût collecte : | |
| Coût traitement selon les options présentes : | |
| Etat/avancement général de la situation des déchets (schéma directeur, taux de collecte, ...) : | |
| Commentaires : | |
| 2. Genèse du projet de la décharge identifiée: | |
| Maître d'ouvrage : | |
| Bailleur de fonds (étude, construction) : | |
| Intitulé du projet, objectifs, contenu et envergure : | |
| Dates, durées des phases du projet : | |
| Coûts (études et construction) : | |
| Bureaux Etudes/Institution réalisant les études et/ou travaux : | |
| <i>Documents disponibles :</i> | |
| Etude schéma directeur : | |
| Etudes concernant la décharge : identification site, conception, exploitation, ... autres : | |

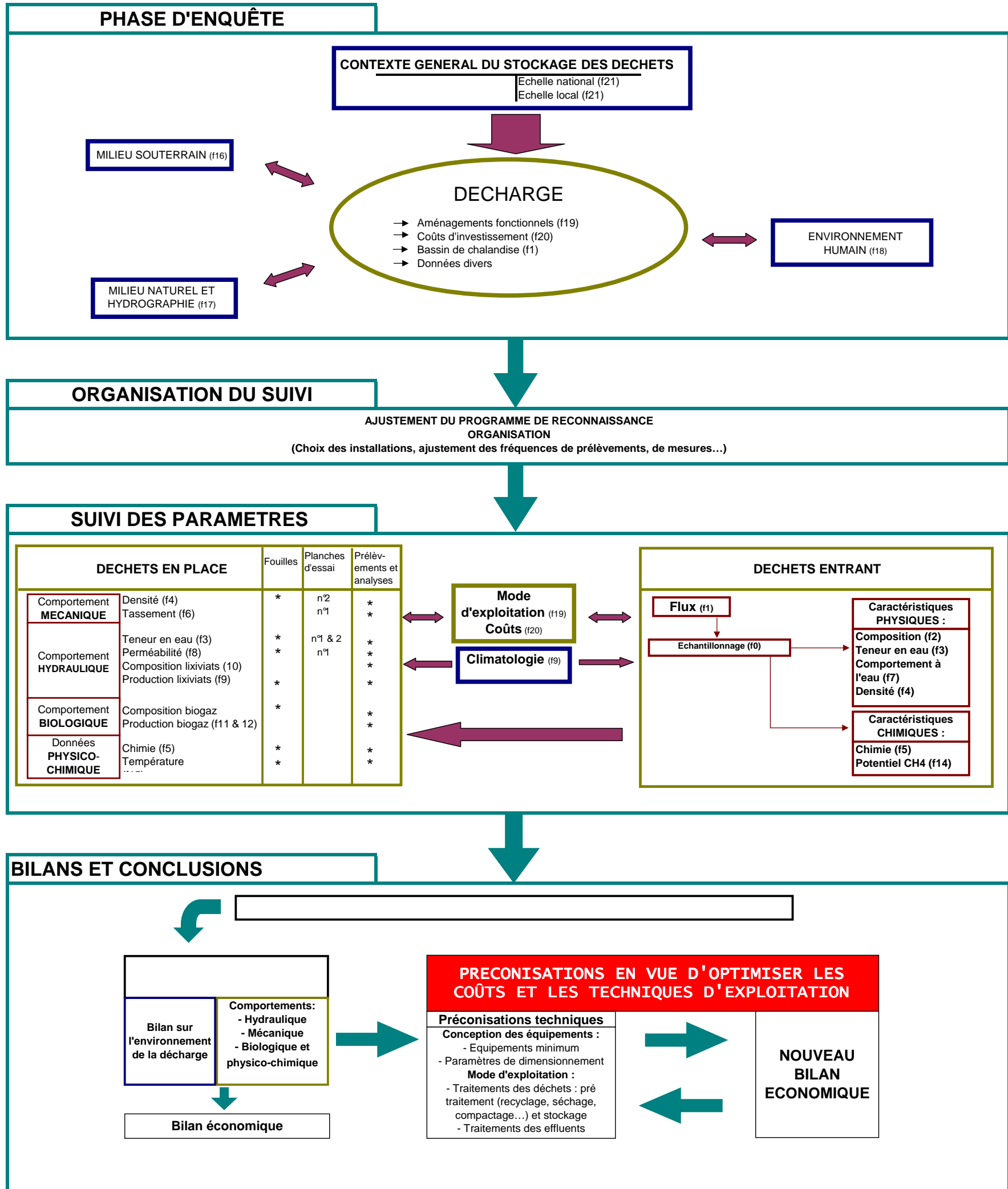
| 3. Identification et genèse des contacts, positionnements et implications : | |
|--|--|
| Origine des contacts, contacts et partenariats actuels (coordonnées), Position de ce(s) contact(s) par rapport au Maître d'ouvrage : | |
| Le Maître d'ouvrage (coordonnées): sa Problématique déchets et décharge, niveau d'accueil et implication dans le projet d'audit: | |
| L'institution/Ministère publique en charge des déchets: Les orientations nationales, positions par rapport à décharge, choix techniques, projets pilotes, niveaux de compétences ... Etat du contact (ou non), identification (coordonnées) | |
| Autres institutions ou partenaires nationaux identifiés, état des contacts ou implications, | |
| Autres institutions ou coopérations identifiés dans le domaine décharge, nature des projets et implications, | |
| Autres commentaires sur contexte et implications des interlocuteurs à divers niveaux, ... | |
| <i>Documents disponibles :</i> | |
| Textes lois, recommandations techniques, documents de références,.... | |
| 4. Détail concernant le site soumis à l'expertise expérimentale: | |
| Date de mise en exploitation, tonnages/volume déjà stockés, | |
| Identification de l'exploitant, Modalités de la concession (AO, ...), Existence d'un cahier des charges d'exploitation, | |
| Nature des équipements sur site : compaction, collecte/traitement biogaz et lixiviats ... : | |
| Coût investissement : | |
| Coût du traitement : | |
| Personnels : | |
| Cahiers des charges d'exploitation, Rapports d'exploitation, ... : | |

| | |
|--|--|
| Présentation des contraintes à prendre en compte : saisonnalité, nature des déchets, coûts, ... | |
| Mode de gestion technique retenu par le projet: Paramètres pris comme références dans le projet : taux compaction, lixiviats, biogaz, ... : | |
| Les fondements de ces choix techniques: mesures ou études expérimentales, paramètres répliqués, ... : | |
| Adéquation entre contraintes et paramètres de références, Problèmes mis en évidence, | |
| Problématiques et paramètres spécifiques à traiter par l'audit, Autres commentaires : | |
| Partenaires qui seront officiellement impliqués : leurs compétences, tâches convenues, ... | |
| La position de l'exploitant (intérêt technique, demande officielle du MOuvr, Implications techniques, ...) : | |
| Equipements disponibles et mis à disposition : | |
| Localisation identifiée du suivi : | |
| Personnels mis à disposition : | |
| Problèmes identifiés de mise en place de l'audit : | |
| Nature de la contractualisation possible avec les partenaires : | |

Toutes autres observations, données complémentaires peuvent être apportées autant que nécessaire :

| |
|--|
| |
|--|

ANNEXE 3: ORGANISATION SCHEMATIQUE DE L'EXPERTISE



Légende :



Lien logique entre deux étapes de l'expertise



Influence d'un paramètre sur un autre



Paramètre concernant l'environnement extérieur de la décharge



Paramètre concernant directement la décharge ou les déchets



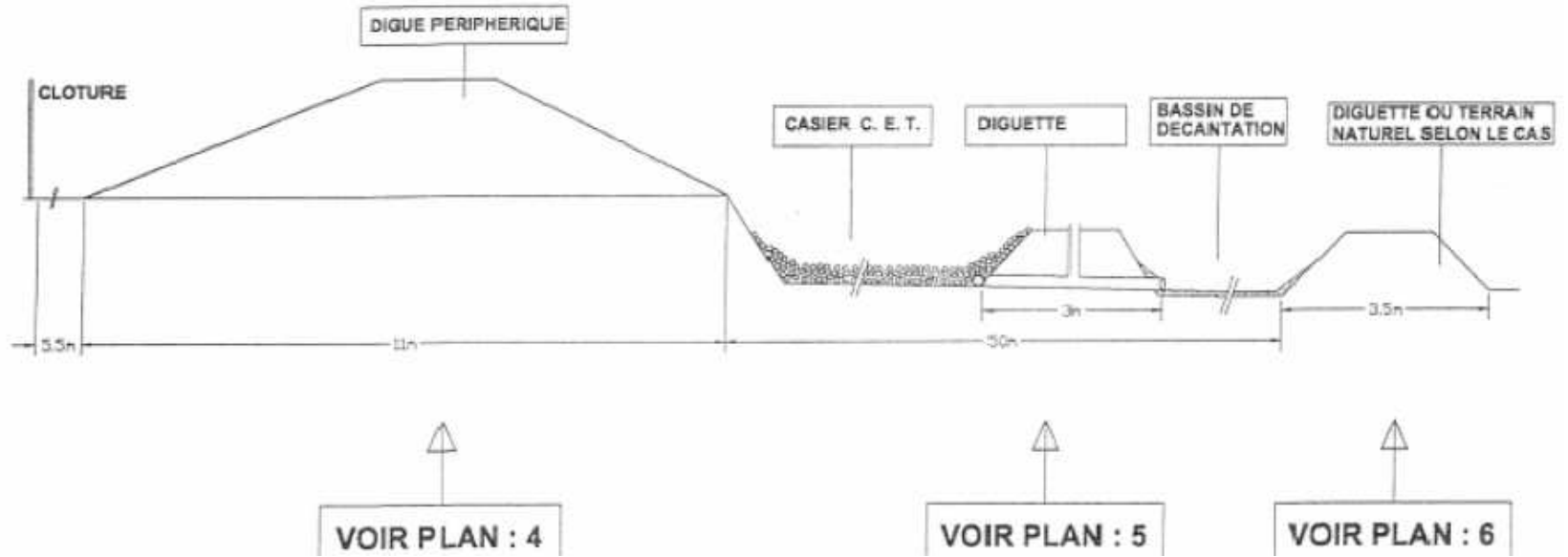
Phase de l'expertise

ANNEXE 5 : REPARTITION DES BESOINS EN PERSONNELS

| Phasage de l'expertise | Phase de formation, préparation des échantillonnages et des dispositifs à mettre en œuvre. Premières mesures. | | Phase de suivi et deuxième mesures (équipe de terrain) | | | | | | Phase de suivi et troisième mesures (équipe de terrain) | | | | | | Phase de bilan et interprétation des résultats. Propositions de divers voies d'amélioration. (équipe de direction) | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|-----------------------|---|--------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------|-------------------------|---|----------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--|------------------------|----------------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------|---|
| | | | Visite de contrôle et réorientation éventuelle de l'expertise (équipe de direction) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | MOIS 1 | | MOIS 2 | | MOIS 3 | | MOIS 4 | | MOIS 5 | | MOIS 6 | | MOIS 7 | | MOIS 8 | | MOIS 9 | | MOIS 10 | | MOIS 11 | | MOIS 12 | | | | | |
| | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | Pers. | Tot. | | | | |
| Caractérisation physique | O. T. C.P. p R.L. p | 10 10 2 2 | | | | | | | | Ouv. Tech. R.L. c | 10 10 1 | | | | | | | | | | | C.P. | 1 | | | | | |
| Caract. chimique | | | R.L. | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Teneur en eau (sechage nat.) | O.(1h/j+2p) T.(1h/s+4p) C.P. p R.L. p | 6 4,8 1 0,5 | | | | | | | | O.(1h/j+2p) T.(1h/s+4p) | 6 4,8 | | | | | | O.(1h/j+2p) T.(1h/s+4p) | 6 4,8 | | | | C.P. | 0,5 | | | | | |
| Densité | | | T. C.P./R.L.p | 2 1 | | | | | | T. | 2 | | | | | | | | T. | 2 | | C.P. | 0,5 | | | | | |
| Flux | | | O. C.P./R.L.p | 7,5 0,5 | | | | | | O | 7 | | | | | | | | O | 7 | | C.P. | 0,5 | | | | | |
| Tassement | O. T. C.P. p R.L. p | 2 2 1,5 1,5 | O. T. | 2 2 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. T. | 0,5 0,5 | O. C.P. | 0,5 1,5 | | |
| Comportement à l'eau | O. I. C.P. p R.L. p | 1 1,5 0,5 | O. (1h/j) I. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) I. (1h/s) | 4 0,8 | | | | | | O. (1h/j) I. (1h/s) | 4 0,8 | | | | | | | | | C.P. | 1 | | | | | |
| Perméabilité | | | | | | | O T. R.L. p | 3 3 1 | | | | | | | | | | | | | | C.P. | 0,5 | | | | | |
| Bilan hydrique | O. (1h/j) T. C.P. p R.L. p | 4 2 1,5 0,5 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) | 4 0,8 | O. (1h/j) T. (1h/s) C.P. | 4 0,8 2,5 | | |
| Composition des lixiviats | T. C.P. p R.L. p | 2 1 0,5 | T. | 1 | R.L. c | 0,5 | T. | 1 | R.L. c | 0,5 | T. | 1 | R.L. c | 0,5 | T. | 1 | R.L. c | 0,5 | T. | 1 | R.L. c | 0,5 | | | C.P. | 1,5 | | |
| Mesure de production de gaz | T. C.P. p R.L. p | 1 1,5 0,5 | T. | | T. | 4 | | | | | | | | | | | | | T. | 4 | | | | C.P. | 1 | | | |
| Calcul de production de gaz | | | | | R.L. c | 0,5 | | | | | | R.L. c | 0,5 | | | | | | | | | R.L. c | 0,5 | | C.P. | 1,5 | | |
| Paramètres | Mois 1 | | Mois 2 | | Mois 3 | | Mois 4 | | Mois 5 | | Mois 6 | | Mois 7 | | Mois 8 | | Mois 9 | | Mois 10 | | Mois 11 | | Mois 12 | | | | | |
| Composition du biogaz | | | R.L. | 1 | | | | | | | R.L. | 0,5 | | | | | | | R.L. | 0,5 | | | | C.P. | 1 | | | |
| Potentiel méthanogène | C.P. p R.L. p | 1 1 | T. (1h/j) R.L. p | 4 1 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 5 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 | T. (1h/j) | 4 |
| Température | T. R.L. | 1 1 | T. (1h/s) | 1 | T. (1h/s) | 1 | R.L. c | 0,5 | T. (1h/s) | 1 | T. (1h/s) | 1 | R.L. p | 1 | T. (1h/s) | 1 | R.L. c | 0,5 | T. (1h/s) | 1 | T. (1h/s) | 1 | R.L. c | 0,5 | T. (1h/s) | 1 | T. (1h/s) | 1 |
| Milieu souterrain | C.P./R.L. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Milieu naturel et hydrographie | C.P./R.L. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Enviro. humain | C.P./R.L. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Contexte général | C.P./R.L. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Amménagements fonctionnels | C.P./R.L. | 1,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coûts d'exploit. | C.P./R.L. | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BILAN | C.P./R.L. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TOTAL des besoins en personnel par mois | O. T. C.P. R.L. | 22 23,8 11 8 | O. T. C.P. R.L. | 17,5 12,6 0 6,5 | O. T. C.P. R.L. | 8,5 12,1 0 2 | O. T. C.P. R.L. | 7,5 10,3 0 1,5 | O. T. C.P. R.L. | 10,5 12,1 0 1,5 | O. T. C.P. R.L. | 21,5 20,3 0 1,5 | O. T. C.P. R.L. | 8,5 13,1 0 3,5 | O. T. C.P. R.L. | 4,5 7,3 0 0,5 | O. T. C.P. R.L. | 10,5 11,9 0 2 | O. T. C.P. R.L. | 11,5 10,3 0 0,5 | O. T. C.P. R.L. | 4,5 11,3 5 0,5 | O. T. C.P. R.L. | 4,5 11,3 5 0,5 | O. T. C.P. R.L. | 15 4,5 6,3 26 0 | | |

Annexe 6

CT/B1



1.

Site de Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso)
(Tiré du Rapport du Séminaire sur la gestion des déchets à Ouagadougou – Thonart 2002)

ANNEXE 6' : CET d'Ouled Fayet



Annexe 7 : Dispositif expérimental – Tri par taille et par catégorie
Table de caractérisation
(Ouled Fayet)



Pesée
(Ouled Fayet)



Echantillonnage - déchet stocké
(Saaba)



Annexe 7' : Dispositif expérimental - Détermination de la capacité de rétention en Dynamique (colonne) et statique



Résumé :

Ce travail de recherche a permis d'élaborer des outils d'expertise, de définir des paramètres analytiques de caractérisation des déchets et des paramètres spécifiques de suivi de l'évolution du massif de déchets dans les pays en développement (PED). Ces outils constituent un guide qui se décline en deux parties : une partie organisation de suivi et une deuxième partie consacrée au protocole expérimental de suivi et peut être adapté selon les situations.

Ce guide d'expertise permet de définir les conditions minimales d'enfouissement des déchets ménagers dans les PED, afin de limiter les impacts environnementaux. La méthodologie s'appuie sur des dysfonctionnements rencontrés dans ces pays, sur des questionnaires types et sur des mesures de paramètres pertinents capables de renseigner sur les déchets et l'évolution du massif. Trois expertises ont permis de valider le guide. La première est réalisée sur le site de Polesgo au Burkina Faso (en démarrage), la deuxième sur le site de Ouled Fayet en Algérie (en exploitation) et la troisième sur un site d'enfouissement de type « décharge sèche » à Saaba au Burkina Faso (en fin d'exploitation).

Mots clés : Déchets, Décharges, Décharges sèches, Pays en développements, Guide expérimental

This research permitted to work out tools for expertise, to define analytical parameters of waste characterization and specific parameters to follow-up of the evolution of the municipal solid waste in the landfill; it also allow us to settle an experimental guide of expertise for hiding waste's center in the developing countries. This guide includes an organization part of follow-up and a second part is consecrate to the experimental protocol of follow-up, which can be adapted according to situations'.

This guide of expertise permits to define the minimal conditions of hiding domestic waste in the developing countries, in order to limit the environmental impacts. The methodology is based on dysfunctions met in these countries, on standard questionnaires and measurements of pertinents parameters able to inform about waste. Three expertises made possible to validate the guide. The first one, realized the site of Polesgo in Burkina Faso (in starting), the second one, on the site of Ouled Fayet in Algeria (in exploitation) and the third one, on a site of hiding of the type "entombment or dry tomb " in Saaba in Burkina Faso (at the end of the exploitation).

Keywords: Wastes, Landfill, Dry tomb, Developing countries, Experimental guide