HAL
open science

OPTIMISATION DES PERFORMANCES HYDRO-BIO-MECANIQUES D'UNE ISDND* EXPLOITEE EN MODE BIOREACTEUR : ETUDE A l'ECHELLE DU SITE

Marie-Amélie Marcoux

To cite this version:

Marie-Amélie Marcoux. OPTIMISATION DES PERFORMANCES HYDRO-BIO-MECANIQUES D'UNE ISDND* EXPLOITEE EN MODE BIOREACTEUR : ETUDE A l'ECHELLE DU SITE. Sciences de l'environnement. Université Joseph Fourier, 2008. Français. NNT : . tel-01564082

HAL Id: tel-01564082

https://theses.hal.science/tel-01564082

Submitted on 18 Jul 2017

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

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

Année 2008

THESE

Présentée devant
L'UNIVERSITE JOSEPH FOURIER
pour l'obtention du
DIPLÔME DE DOCTORAT

Ecole Doctorale de Terre Univers et Environnement

Par
Marie-Amélie MARCOUX

Intitulée

OPTIMISATION DES PERFORMANCES HYDRO-BIO-MECANIQUES D'UNE ISDND* EXPLOITEE EN MODE BIOREACTEUR : ETUDE A l'ECHELLE DU SITE

* Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux

Soutenue le 16 Septembre 2008 devant la commission d'examen

Malek BOUAZZA	Rapporteur	*Professeur*	Monash University, Melbourne, Australie
Rémy GOURDON	Rapporteur	*Professeur*	LGCIE, INSA de Lyon
Jean-Pierre GOURC	Directeur de thèse	*Professeur*	LTHE, UJF
Xavier LEFEBVRE	Examinateur	*Ing. Recherche*	LISBP, INSA de Toulouse
Vassilia VIGNERON	Examinateur	*Ing. Recherche*	CRPE, Veolia Environnement

Je tiens tout d'abord à remercier Thomas Lagier, responsable du pôle Stockage au CRPE, et Jean-Pierre Gourc, mon directeur de thèse, professeur au LTHE, pour avoir initié, encadré et surtout redirigé ce travail de thèse après un départ difficile. Merci également à Dominique Helaine et Christophe Aran, pour m'avoir accueillie au sein du CRPE, une première fois au début de ma thèse, et une seconde fois en participant à mon retour d'Australie.

Je remercie également Rana Adib et Vassilia Vigneron, Ingénieurs de recherche au CRPE, qui ont réalisé la gestion de projets de cette thèse : gestion des ressources humaines et techniques, respect du planning. Ces deux collaborations, à la fois agréables et de grande qualité, tiennent une place importante dans la réussite de ce projet. Rana, merci pour ta persévérance dans le montage de projets, et Vassilia, merci pour ta rigueur, ton regard scientifique, et ta disponibilité, notamment pour les nombreuses relectures du mémoire… ainsi que pour les bons moments partagés au bureau ou sur site !

La partie modélisation de cette thèse a été réalisée par Damien Chenu (CRPE). Outre pour le travail effectué, merci pour les nombreuses discussions autour de cette thématique, et bien d'autres…

Je remercie aussi Marie Lanoë (DTS de Véolia Propreté) qui a réalisé les inversions et la modélisation des données géophysiques. Merci par ailleurs à Solenne Grellier (CRPE) et Marc Descloitres (LTHE) pour les conseils et les discussions autour de l'interprétation de la géophysique.

Franck Olivier (DTS de Véolia Propreté puis Ecogéos) a largement contribué au montage du projet mini-casier. Merci de plus pour ta disponibilité pour répondre à des questions d'ordre géomécanique.

Merci également à Michel Guerbois et Jean-Claude Goumand (DTS de Véolia Proprété) pour leurs nombreux conseils techniques.

L'appui technique du personnel de la REP a été considérable, que ce soit pour le projet mini-casier ou pour les essais d'injection. Merci pour cela à Julien Bertholon, Gwenaël Le fournis, Yann Fourreau, Didier Charlot et Jean-Claude Chartier, ainsi que toutes leurs équipes.

De même, je tiens à remercier l'ensemble des personnes du CRPE qui ont contribué au dimensionnement des pilotes et de leur instrumentation, et aux mesures expérimentales sur site : en particulier Valérie Gaborit pour la mise à disposition de personnel, Frédéric Gris et Frédéric Bonnet pour les nombreuses compagnes d'injection, Florent Thévot pour les nombreux dépannages du µGC, Yannick Marcérou pour la gestion de l'exploitation des mini-casiers, Julien Goeury et Cédric Mollard pour les mesures cloches réalisées, Elisabeth Kervella pour les analyses réalisées, Kevin Folgado et Williams Richard pour la participation au dimensionnement de la sonde de mesure, Daphnée Chabrier, Michel Chevallier, Antoine Covez et Hélène Bacheley pour les tentatives de pré-compostage en pilotes, Arnaud Ponthieux pour la partie statistique et plan d'expériences…
…en espérant n'avoir oublié personne…

Deux stages ont été effectués dans le cadre de cette thèse : Lucie Danquechin (Université Paris Diderot 7) a réalisé son Master 1 sur la thématique des essais d'injection et Mélodie Ducrocq (Université Paris Sud 11) son Master 2 sur la thématique mini-casiers. Merci à toutes les deux pour votre implication et votre bonne humeur sur site, malgré les conditions environnementales parfois difficiles !

Je remercie également Malek BOUAZZA, professeur à Monash University (Melbourne) et Rémy GOURDON, professeur au LGCIE (INSA de Lyon) pour avoir accepté de juger ce travail de thèse en tant que rapporteurs. Que soit également remercié Xavier LEFEBVRE, Ingénieur de recherche au LISBP (INSA de Toulouse) pour avoir accepté de participer à ce jury de thèse, et pour ses conseils scientifiques au cours de ma thèse.

Merci aussi aux doctorants du LTHE, et aux membres du pôle stockage du CRPE pour les discussions scientifiques mais aussi et surtout les bons moments passés au cours de ces trois années.

Enfin, je remercie ma famille et les amis pour leur soutien sans faille, ainsi que pour les moments de détente et de ressourcement nécessaires au long de ces trois années de thèse. Un merci particulier à Mich Mich, pour la relecture du manuscrit en entier ! Et merci également à Raphaël, qui même si tu n'as pas lu ces 300 pages, a fortement contribué à leur élaboration par ton soutien et tes encouragements.

Sommaire

Sommaire 5
Index des figures 9
Index des tableaux 13
Abréviations 15
Glossaire 16
Nomenclature des variables 18
Introduction générale 23
Partie A : Synthèse bibliographique 29
I Le déchet 29
I.1 Gisement 29
I.2 Dégradation du déchet 32
I.2.1 Les étapes de la dégradation des DND 32
I.2.2 La réaction de dégradation aérobie 32
I.2.2.1 La réaction de dégradation anaérobie 33
I.2.2.2 Hydrolyse des macromolécules 34
I.2.2.3 Acidogenèse ou fermentation acide 34
I.2.2.4 Acétogenèse 35
I.2.2.5 Méthanogenèse 35
I.2.2.6 La maturation – stabilisation 35
I.2.3 Les facteurs influençant la dégradation des DND et ses inhibiteurs 36
I.2.3.1 Teneur en eau 36
I.2.3.2 Température 36
I.2.3.3 pH 37
I.2.3.4 Teneur en oxygène 38
I.2.3.5 Teneur en dihydrogène 38
I.2.3.6 Nutriments 38
I.2.3.7 Autres facteurs inhibiteurs 39
II Les propriétés du déchet et leur caractérisation 41
II.1 Echantillonnage 42
II.2 Composition et granulométrie du déchet 42
II.3 Caractérisation biochimique 43
II.4 Caractérisation biologique 43
II.5 Caractérisation physico-hydro-mécanique 46
II.5.1 Masse volumique 46
II.5.2 Paramètres liés à la structure poreuse 46
II.5.2.1 Structure poreuse 47
II.5.2.2 Teneur en eau 48
II.5.2.3 Ecoulements de fluides par advection 50
II.5.2.4 Diffusion des gaz 54
II.5.3 Paramètres thermiques 54
II.5.4 Résistivité électrique 55
III Le stockage en ISDND conventionnelle 56
III.1 Construction d'une ISDND 56
III.2 Mode de remplissage d'une ISDND conventionnelle 58
III.3 La biodégradation des déchets enfouis en ISDND 60
III.3.1 Etape aérobie 60
III.3.2 Etape anaérobie 61

IV Le stockage en mode bioréacteur ... 62
IV.1 Les différents procédés bioréacteurs ... 63
IV.1.1 Recirculation de lixiviats ... 64
IV.1.2 Flushing bioreactor : bioréacteur à fort taux de lessivage ... 64
IV.1.3 Prétraitement des liquides avant recirculation ... 65
IV.1.3.1 Contrôle du pH ... 65
IV.1.3.2 Nitrification des lixiviats ... 65
IV.1.3.3 Circulation de lixiviats issus de casiers anciens ... 66
IV.1.4 Addition d'effluents à forte teneur en matière organique ... 66
IV.1.5 Interaction entre les conditions de mise en œuvre et les paramètres caractéristiques du déchet ... 66
IV.1.5.1 Densité en place ... 67
IV.1.5.2 Perméabilité ... 67
IV.1.5.3 Influence du broyage ... 68
IV.1.5.4 Optimisation du protocole de remplissage ... 69
IV.1.5.5 Mise en place de sous-couches fines biologiquement stables ... 71
IV.1.5.6 Gestion des couvertures journalières ... 72
IV.1.6 Bioréacteur aérobie ... 72
IV.2 Les expériences de bioréacteur à l'échelle du site ... 73
Partie B : Optimisation de la mise en place des déchets ... 81
V Etude préliminaire ... 82
V.1 Choix des modalités ... 82
V.2 Dimensionnement des mini-casiers ... 83
V.2.1 Enseignements de la littérature sur le dimensionnement de mini-casiers ... 83
V.2.2 Application à la présente étude ... 93
V.3 Tests préalables ... 95
V.3.1 Sélection et caractérisation du déchet ... 95
V.3.1.1 Sélection du déchet ... 95
V.3.1.2 Caractérisation granulométrique ... 95
V.3.1.3 Caractérisation de la composition et de la teneur en eau du déchet ... 97
V.3.2 Impact de la compaction sur la masse volumique humide en place pour différents types de déchets ... 98
V.3.2.1 Description des essais de compactage ... 98
V.3.2.2 Résultats des essais de compactage ... 98
V.3.3 Impact du broyage et du compactage sur la granulométrie ... 99
V.3.3.1 Description des essais granulométriques ... 99
V.3.3.2 Résultats de la caractérisation granulométrique ... 101
VI Matériel et méthodes ... 103
VI.1 Plan et description des mini-casiers ... 103
VI.2 Remplissage des mini-casiers ... 104
VI.3 Suivi topographique du remplissage des mini-casiers ... 107
VI.4 Suivi de la température et du démarrage de la méthanogenèse ... 108
VI.5 Suivi de la consommation d'O_2 par le déchet ... 110
VI.5.1 Tests préliminaires en colonnes de laboratoire ... 111
VI.5.1.1 Objectifs ... 111
VI.5.1.2 Description des essais : matériel et méthodes ... 111
VI.5.2 Suivi de la consommation d'O_2 sur site ... 115
VI.5.2.1 Synthèse bibliographique sur les méthodes de mesure *in situ* des transferts gazeux ... 115
VI.5.2.2 Dimensionnement et construction ... 117

VI.5.2.3 Mise en œuvre expérimentale 119
VI.5.2.4 Récapitulatif des mesures réalisées 120
VI.5.3 Interprétation à l'aide de la modélisation : présentation du modèle 120
VI.5.3.1 Mise en équation du système 120
VI.5.3.2 Principe de la modélisation pour les essais en colonne de laboratoire . 123
VI.5.3.3 Principe de la modélisation pour les essais en mini-casiers 126
VII Résultats 130
VII.1 Généralités sur le remplissage des mini-casiers 130
VII.1.1 Caractéristiques du déchet mis en place 130
VII.1.2 Données météorologiques 130
VII.1.3 Faisabilité technique des modalités sélectionnées 132
VII.2 Masses volumiques humides à la mise en place 133
VII.3 Comportement à la biodégradation 136
VII.3.1 Phase aérobie : montée en température 136
VII.3.2 Mise en place de la méthanogenèse 142
VII.3.3 Evaluation de la diffusion de l'oxygène 147
VII.3.3.1 Résultats en colonne de laboratoire 147
VII.3.3.2 Résultats dans les mini-casiers 159
VIII Conclusions sur les essais de mise en place 166
VIII.1 Conclusions sur le dimensionnement des mini-casiers 166
VIII.2 Variabilité des essais 167
VIII.3 Conclusions sur les modalités sélectionnées 167
Partie C : Optimisation de la recirculation : Application en site réel 172
I Synthèse des systèmes d'injection existants 172
I.1 Humidification directe du déchet et systèmes d'injection de surface 173
I.1.1 Pré-humidification du déchet 173
I.1.2 Application directe pendant la mise en place dans le casier 173
I.1.3 Bassins d'infiltration de surface 174
I.2 Systèmes enterrés conventionnels 175
I.2.1 Puits verticaux 175
I.2.2 Tranchées horizontales 177
I.3 Principaux avantages et inconvénients des systèmes conventionnels 179
I.4 Systèmes combinés 179
I.5 Evolutions envisageables pour les systèmes d'injection 180
I.5.1 Bassins drainants enterrés 180
I.5.2 Couches perméables horizontales 182
I.5.3 Système d'irrigation sous couverture finale 184
I.6 Conclusions sur les systèmes existants 185
II Stratégies de recirculation 189
II.1 Taux d'injection 189
II.2 Fréquence d'injection 190
II.3 Période de recirculation 191
II.4 Stratégie de dégazage associée 191
III Optimisation d'un système d'injection : application sur site réel 192
III.1 Matériel et méthode 192
III.1.1 Présentation de la zone expérimentale 192
III.1.2 Caractérisation de la teneur en eau initiale du déchet 192
III.1.3 Calcul de la quantité d'eau à recirculer 194
III.1.4 Description du système d'injection 195
III.1.5 Instrumentation : suivi de la répartition de l'humidité 199

III.1.5.1 Suivi géophysique 200
III.1.5.2 Lysimètres 207
III.1.5.3 Piézomètres 211
IV Résultats 212
IV.1 Remplissage des chambres 212
IV.2 Suivi géophysique 220
IV.2.1 Acquisition des panneaux de référence 220
IV.2.2 Estimation de la résolution 222
IV.2.3 Profils géophysiques obtenus : comparaison pendant l'injection 228
IV.2.4 Comparaison entre les campagnes d'injection 230
IV.3 Suivi des lysimètres 232
IV.4 Modélisation des écoulements 235
V Conclusions sur les essais d'injection 244
V.1 Conclusions sur l'instrumentation 244
V.2 Conclusions sur le dimensionnement des chambres d'injection 245
Conclusion et perspectives 250
Références bibliographiques 256
Annexes 277

Index des figures

Figure 1 : Evolution de la vitesse de consommation d'oxygène, à des conditions d'humidité et d'aération optimales (Aguilar-Juarez, 2000, d'après Mustin, 1987)..... 32
Figure 2 : Les différentes étapes de la biodégradation anaérobie (d'après Christensen et Kjelden, 1989)..... 34
Figure 3 : Evolution de la vitesse de dégradation en fonction de la température (Mata-Alvarez, 2003)..... 37
Figure 4 : Définition des différentes porosités retenues par Olivier (2003) pour le déchet..... 46
Figure 5 : Evolution du diamètre des pores en fonction de la compression (d'après Stoltz et Gourc, 2007)..... 48
Figure 6 : Schéma de principe de la localisation de l'eau dans la matrice déchet, avec V_{eg} le volume d'eau gravitaire, V_{el} le volume d'eau liée et V_{ec} le volume d'eau capillaire, pour un volume total d'échantillon V_t..... 49
Figure 7 : Evolution de la capacité de rétention d'un déchet en fonction de la contrainte (Powrie et al., 2000)..... 50
Figure 8 : Représentation des perméabilités relatives en fonction de la saturation en eau et en gaz, (d'après Warrick, 2001)..... 52
Figure 9 : Casier de stockage d'une ISDND (Del Greco et Oggery, 1993)..... 57
Figure 10 : Représentation schématique de la mise en place de couches de déchets successives, suivant la méthode des couches fines (figure 2a) ou la méthode en peau d'oignon (figure 2b)..... 58
Figure 11 : Evolution de la masse volumique du déchet en fonction du nombre de passes du compacteur (Oweis et Khera, 1990)..... 59
Figure 12 : Evolution typique de la composition du biogaz dans une ISDND au cours du temps (Rees, 1980)..... 61
Figure 13 : Evolution de la contrainte avec la hauteur de la colonne de déchets (d'après Olivier, 2003)..... 67
Figure 14 : Influence de la contrainte appliquée sur la conductivité hydraulique, (Powrie et al., 2000)..... 68
Figure 15 : Modélisation de l'évolution de la température médiane dans un casier de 8 m de hauteur en fonction du temps de contact de chaque couche avec l'air ambiant (d'après Lanini, 1998)..... 70
Figure 16 : Schéma de la méthode Fukuoka, d'après Hanashima (1999)..... 73
Figure 17 : Evolution des tassements sous l'influence d'une recirculation de lixiviats (Olivier et Gourc, 2006)..... 76
Figure 18 : Schéma des mini-casiers de Mountain View (Pacey, 1989)..... 88
Figure 19 : Configuration des mini-casiers de Spillenpeng landfill (d'après Nillson et Akesson, 1995)..... 89
Figure 20 : Schéma de configuration des mini-casiers du projet Landfill 2000 (Knox, 1999) 91
Figure 21 (a) Schéma 3D du crible vibrant Warrior 1400 (b) Crible en opération..... 96
Figure 22 (a) Plaque métallique à orifices circulaires (b) Grille à mailles carrées..... 96
Figure 23 : Courbe de répartition granulométrique du déchet brut, exprimée en $\%_{MH}$..... 97
Figure 24 : Essai préliminaire de l'impact de la compaction sur la densité pour différents types de déchets..... 98
Figure 25 : Essais de compactage : impact du nombre de passes sur la masse volumique de différents déchets..... 99
Figure 26 : Vue générale du broyeur DOPPSTADT, détail des couteaux et schéma constructeur..... 100

Figure 27 : Courbes de répartition granulométrique des différentes modalités de broyage et compactage du déchet des mini-casiers, exprimées en $\%_{MH}$ 101
Figure 28 : Plan des mini-casiers 103
Figure 29 : Coupe d'un mini-casier 103
Figure 30 : a) Remplissage des mini-casiers à la pelle à grappin, b) compactage (compacteur 826H et détail du pied de mouton en forme de plus) 106
Figure 31 : Schéma du décalage de roues pour le compactage d'un mini-casier (coupe perpendiculaire à la direction du compacteur) 106
Figure 32 : Fines du centre de tri utilisées pour couverture journalière des casiers 107
Figure 33 : Relevé topographique au GPS 108
Figure 34 : Exemple de relevé topographique (échelle 1 : 250) 108
Figure 35 : Sondes de température et de suivi de la composition en gaz 109
Figure 36 : Schéma de positionnement des thermocouples et des sondes de suivi de la composition des gaz (les positions indiquées sont des positions moyennes) 109
Figure 37 : Schéma de principe (en coupe) et photos de la colonne de diffusion d'O_2 111
Figure 38 : Schéma de fonctionnement du pycnomètre 113
Figure 39 : Schéma de principe des chambres a). ynamique et b). statique 116
Figure 40 : Photo et schéma de la sonde de mesure de la consommation d'O_2 118
Figure 41 : Photos de la chambre positionnée au-dessus de la sonde 119
Figure 42 : Conditions initiales et conditions aux limites du système modélisant les essais en colonne 124
Figure 43 : Evolution des hauteurs de remplissage pour les différents casiers, en fonction du temps 131
Figure 44 : Données météo du site : Evolution de la température extérieure (a) et de la pression atmosphérique et pluviométrie cumulée (b) durant le remplissage et le suivi des mini-casiers 131
Figure 45 : Evolution de la masse volumique humide apparente de mise en œuvre du casier C3 (valeurs aberrantes non prises en compte) 134
Figure 46 : Evolution de la température au sein du casier témoin C2 136
Figure 47 : Profils de montée en température : a). Profil de montée rapide et b). Profil de montée progressive 137
Figure 48 : Evolution du profil vertical de température avec le temps, pour le casier témoin C2 141
Figure 49 : Courbes de concentration en oxygène, corrélées avec la température, pour les différents niveaux du casier témoin C2 (les flèches indiquent la mise en place des 1ères couches de recouvrement) 143
Figure 50 : Courbes de concentration en CH_4 et en CO_2 pour les différents niveaux du casier témoin C2 143
Figure 51 : Phases de production de méthane : mise en évidence d'un palier hydrogénotrophe 144
Figure 52 : Allure des courbes de concentration et de température : essais de diffusion sur le déchet « Papier Carton » PC2 149
Figure 53 : Allure des courbes de concentration et de température : essais de diffusion sur le déchet « Putrescible » F2 150
Figure 54 : Profils de température considérés pour le déchet PC2 (a) et le déchet F2 (b) lors de l'étape a 151
Figure 55 : Déchet de type « Putrescible » : Comparaison des concentrations mesurées (essai F2 : Figure 52) aux concentrations simulées 152
Figure 56 : Déchet de type « Papier Carton » : Comparaison des concentrations mesurées (essais PC2 : Figure 53) aux concentrations simulées 152

Figure 57 : Déchet de type « Putrescible » : comparaison des températures mesurées (essai F2 : Figure 52) et des températures simulées 154
Figure 58 : Déchet de type « Papier Carton ») : comparaison des températures mesurées (essais PC2 : Figure 53) et des températures simulées..... 154
Figure 59 : Evolution de la concentration en O_2 dans le pilote au cours du temps..... 156
Figure 60 : Evolution de la température dans le pilote au cours du temps 157
Figure 61 : Comparaison des profils de concentration en O_2 après 72 heures pour des taux de biodégradation de 2,25. 10^{-4} $kg.m^{-3}.s^{-1}$ et de 2,25. 10^{-5} $kg.m^{-3}.s^{-1}$ 158
Figure 62 : Reproductibilité de la mesure de consommation d'O_2 : concentrations en O_2 et en CO_2 en un même point pour deux mesures au µGC et une mesure au GA (casier C1, mesure N°4). 159
Figure 63 : Profils de concentrations en O_2 pour différents points d'une même couche, casiers a). C1, Non broyé et b). C9, Broyé grossièrement 160
Figure 64 : Profils de concentrations en O_2 : augmentation locale à 55 cm pour les casiers à simple épaisseur 161
Figure 65 : Trois types de profils de concentration en O_2 : exemples de profils mesurés 161
Figure 66 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C6 163
Figure 67 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C4 163
Figure 68 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C8 164
Figure 69 : Schématisation du rayon d'action RA, pour un système d'injection type..... 172
Figure 70 : Montage de puits verticaux..... 175
Figure 71 : Variation du débit le long d'un drain perforé, en fonction de la charge hydraulique 179
Figure 72 : Bassins drainants alimentés par camion-citerne (a) et par un système automatisé (b) (Hupe et al., 2003) 180
Figure 73 : Schématisation de la zone influencée par une injection pour un drain horizontal et des bassins drainants indépendants 181
Figure 74 : Système de recirculation par couches perméables (Gonzalez, 1995)..... 182
Figure 75 : Schéma de principe d'une couche perméable horizontale, d'après Khire et Haydar (2003) 183
Figure 76 : Estimation des vitesses de propagation au sein d'une couche drainante, à l'aide des mesures d'humidité (d'après Haydar et Khire, 2005a)..... 184
Figure 77 : Broyage grossier de l'échantillon de déchet..... 193
Figure 78 : Bilan hydrique pour le dimensionnement du bioréacteur..... 194
Figure 79 : Positionnement des dispositifs N°1 et N°2 au sein du casier : vue en coupe 195
Figure 80 : Positionnement des chambres d'injection a). Dispositif N°1 et b). Dispositif N°2 196
Figure 81 : Drains d'alimentation des chambres d'injection test..... 197
Figure 82 : Principe de la mesure électrique 200
Figure 83 : Mesure de résistivité dans le cas a). d'un dispositif non infini et b). infini (vue de dessus) 202
Figure 84 : Profondeurs selon l'espacement des électrodes (dispositif Wenner α) 203
Figure 85 : Positionnement des flûtes de 24 électrodes pour le suivi géophysique 203
Figure 86 : Electrode géophysique et dispositif d'acquisition 204
Figure 87 : Inversion par méthode itérative en tomographie 2D (d'après le logiciel Res2DInv) 205
Figure 88 : Principe d'équivalence..... 206

Figure 89 : Schéma de principe d'un lysimètre..... 207
Figure 90 : Photos des lysimètres mis en place lors de l'étude préliminaire 209
Figure 91 : Compactage de déchet à l'intérieur d'un lysimètre à l'aide de la pelle mécanique 209
Figure 92 : Photos des lysimètres installés..... 210
Figure 93 : Positionnement des lysimètres par rapport aux chambres d'injection..... 211
Figure 94 : Installation des piézomètres au niveau des chambres d'injection 211
Figure 95 : Schéma de normalisation des hauteurs de lixiviat mesurées dans les piézomètres, a). Cas d'une surface plane ; b). Cas d'une surface non plane..... 212
Figure 96 : Comparaison de deux injections similaires pour les chambres J13 (a) et J32 (b)213
Figure 97 : Comparaison de l'évolution de comportement de J13 entre les campagnes A et B 214
Figure 98 : Evolution des courbes h = at+b en fonction du volume cumulé injecté pour a). J13 et b). J32 215
Figure 99 : Evolution des pseudo vitesses d'infiltration en fonction du volume injecté cumulé par chambre 217
Figure 100 : Exemples de chambres « colmatées » : a). J16 campagne G et b). J32 campagne G 218
Figure 101 : Pseudo section de résistivité avant la campagne A, pour a). la flûte F1 et b). la flûte F2 221
Figure 102 : Comparaison des pourcentages de variation des profils F4 de référence pour la campagne D et la campagne F : estimation de l'erreur de mesure..... 222
Figure 103 : Méthodologie de modélisation des chambres d'injection sous Res2DMod..... 224
Figure 104 : Modélisation d'injection : a) Modèles simulés b). Inversion avec 2 % d'erreur à la prise de mesure et c). Inversion avec 5 % d'erreur 227
Figure 105 : Evolution des rayons d'action des chambres J15 et J16 avec les injections successives : a). Campagne A et b). Campagne D 229
Figure 106 : Estimation des vitesses d'écoulement vertical a). Campagne A, 1 jour après injection sur J13, b). Campagne F, 6 jours après injection sur J13 229
Figure 107 : Pseudo section de résistivité avant la campagne A pour J32 et J31 230
Figure 108 : Evolution de la résistivité du massif de déchet entre les campagnes D et F 231
Figure 109 : Evolution de la résistivité entre la campagne F et la campagne G 231
Figure 110 : Volume de liquide collecté dans les lysimètres sous les chambres J32 (a) et J13 (b) 232
Figure 111 : Schématisation de la forme du bulbe d'injection (a) Visualisation géophysique (b) Prise en compte des chemins préférentiels 234
Figure 112 : Ecoulement des lixiviat dans le drain de collecte des lysimètres (a) Configuration initiale (écoulement gravitaire) ; (b) Configuration dégradée due aux tassements (rupture de pente)..... 234
Figure 113 : Schématisation du problème traité, avec conditions aux limites..... 236
Figure 114 : Résultats de simulation pour le test Test 1 : Perméabilité homogène, isotrope de 1.10^{-11} m^2 239
Figure 115 : Résultats des mesures géophysiques pour la chambre J32, campagne A..... 240
Figure 116 : Comparaison des durées de vidange entre les campagnes A et D, chambre J32 241
Figure 117: principe général de la démarche d'optimisation de paramètres..... 285

Index des tableaux

Tableau 1 : Types de déchets entrant en ISDND (ADEME, 2006a)..... 29
Tableau 2 : Nomenclature en catégories et sous catégories du MODECOM^{TM} (ADEME, 1993)..... 30
Tableau 3 : Production de DIB selon l'activité de l'entreprise, en milliers de tonnes (ADEME, 2005)..... 31
Tableau 4 : Nature des DIB enfouis en ISDND (ADEME, 2005) 31
Tableau 5 : Facteurs d'influence et inhibiteurs de la biodégradation des déchets en conditions anaérobies (adapté de Yuen, 1999 et de Gachet, 2005) 40
Tableau 6 : Tests d'évaluation de la biodégradabilité d'un déchet en anaérobiose 45
Tableau 7 : Valeurs de potentiels biométhanogènes issues de tests BMP en laboratoire 45
Tableau 8 : Résultats des expérimentations de Marques et al. (1998) : évolution du poids volumique (en $kN.m^{-3}$) en fonction de l'épaisseur de couches et du nombre de passes 59
Tableau 9 : Principaux leviers d'action sur site pour optimiser la transition aérobie/anaérobie 81
Tableau 10 : Synthèse des modalités retenues pour l'étude mini-casiers 83
Tableau 11 : Synthèse d'expérimentations en mini-casiers et leurs principaux enseignements concernant le dimensionnement de mini-casiers..... 85
Tableau 12 : Correspondance entre cribles à mailles circulaires et grilles à mailles carrées... 96
Tableau 13 : Composition du DIB sélectionné pour l'étude mini-casiers 97
Tableau 14 : Récapitulatif des modalités et tonnages enfouis par mini-casiers..... 104
Tableau 15 : Calcul des pressions appliquées par la pelle à grappin et le compacteur utilisés pour le remplissage des mini-casiers..... 105
Tableau 16 : Positionnement des thermocouples et des sondes de gaz..... 110
Tableau 17 : Etalonnage de l'analyseur de gaz GA 110
Tableau 18 : Composition des déchets type « Putrescible » et « Papier Carton » utilisés pour les essais de diffusion d'O_2 en colonnes..... 112
Tableau 19 : Essais de diffusion réalisés : type de déchet, quantité et masse volumique..... 112
Tableau 20 : Valeurs de porosités mesurées pour les essais de diffusion d'O_2 114
Tableau 21 : Profondeurs (en cm à partir du haut de la colonne de déchets) des sondes de température et de prélèvement de gaz mises en place pour les différents essais en colonne. 114
Tableau 22 : Etalonnage du microchromatogramme 115
Tableau 23 : Position des points de mesure de la sonde de consommation d'O_2 118
Tableau 24 : Récapitulatif des mesures de consommation d'O_2 réalisées sur les mini-casiers 120
Tableau 25 : Ensemble des variables utilisées dans le modèle de diffusion/consommation d'O_2 122
Tableau 26 : Ensemble des paramètres utilisés dans le modèle de diffusion/consommation d'O_2 123
Tableau 27 : Valeurs des paramètres utilisés dans le modèle pour les essais en colonne de laboratoire..... 126
Tableau 28 : Valeurs des paramètres retenues pour les essais de mesure de consommation/diffusion d'O_2 sur site 129
Tableau 29 : Composition et teneur en eau moyennes par casier 130
Tableau 30 : Moyennes des débits de broyage et de consommation de fioul par type de broyage 132
Tableau 31 : Masses volumiques humides apparentes par couche, par casier, après compaction et masse volumique humide globale par casier 133

Tableau 32 : Températures à stabilisation T_{stab} et concentration en méthane au palier hydrogénotrophe..... 138
Tableau 33 : Concentrations en CH_4 et ratios CH_4/CO_2 à 140 jours..... 145
Tableau 34 : Valeurs des paramètres k et ϕ identifiés pour les déchets « Putrescible » et « Papier Carton »..... 151
Tableau 35 : Valeurs des conductivités thermiques et capacités calorifiques pour les déchets de type « Putrescible » et « Papier Carton » 155
Tableau 36 : Valeurs du paramètre $D^{eff}_{G_O2}$ pour les casiers C6, C4 et C8..... 162
Tableau 37 : Principaux avantages et inconvénients des systèmes d'injection couramment utilisés..... 179
Tableau 38 : Synthèse comparative de différents systèmes d'injection..... 187
Tableau 39 : Principaux types de déchets reçus (Avril - Novembre 2005)..... 192
Tableau 40 : Teneur en eau après broyage fin, homogénéisation et quartage (après l'étape 5) 193
Tableau 41 : Teneur en eau après broyage fin, avant homogénéisation et quartage (entre les étapes 4 et 5)..... 193
Tableau 42 : Dimensionnement et positionnement des chambres d'injection..... 197
Tableau 43 : Récapitulatif des injections réalisées sur les 8 chambres du dispositif 2..... 198
Tableau 44 : Caractéristiques du lixiviat injecté pour chaque campagne 199
Tableau 45 : Synthèse des principales méthodes de suivi de l'humidité 200
Tableau 46 : Les quatre principaux dispositifs de mesure en 2D et leurs caractéristiques 202
Tableau 47 : Paramètres d'inversion sélectionnés pour l'utilisation de RES2DInv 206
Tableau 48 : Exemples d'application des lysimètres pour le suivi d'injections 208
Tableau 49 : Distances des lysimètres aux chambres d'injection sus-jacentes..... 210
Tableau 50 : Taux de vidange et pseudo vitesses d'infiltration des chambres d'injection pour les différentes campagnes d'injection 216
Tableau 51 : Comparaison des volumes injectables et des volumes utiles théoriques par chambre 219
Tableau 52 : Synthèse des résultats géophysiques obtenus pour les campagnes d'injection A, D, F et G..... 228
Tableau 53 : Analyse du liquide collecté dans les lysimètres..... 233
Tableau 54 : Données pouvant être considérées comme typiques d'un condensat non contaminé par du lixiviat (Cossu et Reiter, 1996)..... 233
Tableau 55 : Propriétés des paramètres utilisées pour les simulations 237
Tableau 56 : Valeurs de conductivités hydrauliques et perméabilités mesurées dans la littérature 238
Tableau 57 : Résultats de simulation des différents tests d'injection 241

Abréviations

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
AFNOR : Association Française de NORmalisation
AGV : Acides Gras Volatils
ANOVA : Analyse de la variance
BMP : Biochemical Methane Potential
C : Carbone
CH_4 : Méthane
CO_2 : Dioxyde de carbone
CIT : Carbone Inorganique Total
COT : Carbone Organique Total
CT : Carbone Total
DBO : Demande Biochimique en Oxygène
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DIB : Déchets Industriels Banals
DND : Déchets Non Dangereux
EMT : Erreur Maximale Tolérée
FNADE : Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
GA : Gaz Analyser
GB_{21} : Gas Bildung test (à 21 jours)
GDL : Matériau géocomposite de drainage (Geocomposite Drainage Layer)
H : Hydrogène
H_2 : Dihydrogène
H_2O : Eau
H_2S : Hydrogène sulfureux
ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux
IWM-UK : Institute of Waste Management – UK
kg_{MH} : Masse humide exprimée en kg
kg_{MS} : Masse sèche exprimée en kg
N : Azote
MM : Matière Minérale
MODECOM™ : MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères
MO : Matière Organique
MOS : Matière Organique Synthétique
MONS : Matière Organique Non Synthétique
MV : Matière Volatile
MS : Matière Sèche
MSV : Matière Sèche Volatile
NH_3 : Ammoniac
NH_4^+ : Ion ammonium
NO : Monoxyde d'azote
N_2O : Protoxyde d'azote
NO_2^- : Ion nitrite
NO_3^- : Ion nitrate
OM : Ordures Ménagères
O_2 : Dioxygène
P : Phosphore
PVC : PolyChlorure de Vinyle
PEHD : PolyEthylène Haute Densité
RBA : Résidu de Broyat Automobile
S : Souffre
SO_4^{2-} : Ion Sulfate
SWANA : Solid Waste Association of North America
TDR : Time Domain Reflectometry
US EPA : United States Environmental Protection Agency
µGC : Micro Chromatogramme en Phase Gazeuse
$\%_{MH}$: Pourcentage calculé par rapport à une masse humide
$\%_{MS}$: Pourcentage calculé par rapport à une masse sèche

Glossaire

Les mots identifiés par un astérisque dans ce mémoire sont définis dans ce glossaire.

Biogaz : « *Tous les gaz produits par les déchets mis en décharge* » (Directive européenne 99/31/CE).

Bioréacteur : Procédé qui permet de stimuler et de contrôler l'activité biologique au sein d'un casier de stockage, en optimisant les conditions physico-chimiques, et afin de stabiliser les fractions rapidement et modérément biodégradable du déchet, dans un temps compatible avec la post-exploitation.

Casier : « *Subdivision de la zone à exploiter, délimitée par une digue périmétrique stable et étanche, hydrauliquement indépendante* » (arrêté du 9 septembre 1997).

Déchet : *«Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien nuisible abandonné, ou que son détenteur destine à l'abandon* » (loi n°75-633 du 15 juillet 1975).

Déchets Non Dangereux (DND) : Les DND regroupent les déchets non dangereux issus des industries et des commerces (appelés Déchets Industriels Banals : DIB), et ceux issus des ménages (appelés Ordures Ménagères : OM). Un déchet est classé dangereux s'il présente une ou plusieurs propriétés de danger énumérées dans l'annexe I du décret du 18 avril 2002 (14 propriétés de danger : explosif, nocif, mutagène, cancérogène…).

Déchet Industriel Banal (DIB) **:** Les DIB sont les déchets non dangereux issus des industries et des commerces, dont le traitement peut être réalisé de la même manière que pour de l'OM.

Déchet ultime : « *déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment* » (loi du 13 juillet 1992).

Flore microbienne : Ensemble des microorganismes présents dans un milieu.

Fractions rapidement, modérément et difficilement biodégradables : En fonction de leur cinétique de biodégradation, différentes fractions de la matière organique peuvent être distinguées. Des constantes cinétiques propres leur sont associées dans les modèles de biodégradation (SWANA, 1998). Pour de l'OM, la fraction rapidement biodégradable (aussi appelée putrescibles) regroupe en général les déchets alimentaires et de jardin, la fraction modérément biodégradable le papier et le carton, et la fraction difficilement biodégradable le bois et le textile. Ces regroupements peuvent cependant varier suivant les auteurs.

Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) : Installation d'élimination de déchets non dangereux par dépôt ou enfouissement sur ou dans la terre, suivant l'arrêté du 9 septembre 1997.

Lixiviat : « *Tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci* » (arrêté du 9 septembre 1997).

Monstres : Eléments de déchet très volumineux, qui peuvent atteindre un à plusieurs mètres. Aussi appelés encombrants.

Microorganisme anaérobie facultatif/strict : Une distinction est faite entre les mircoorganismes anaérobies stricts, qui ne peuvent pas se développer en présence d'oxygène et les anaérobies facultatifs, qui peuvent fonctionner alternativement en présence ou en absence d'oxygène.

Ordures ménagères (OM) : Déchets issus de l'activité domestique des ménages (ADEME, 2002).

Passe : Une passe de compacteur correspond au passage du compacteur sur une couche de déchets.

Putrescibles : Matière organique facilement biodégradable, regroupant les déchets alimentaires (résidus d'alimentation tels que les épluchures… sauf les os) et les déchets verts (déchets de jardin) (ADEME, 1993).

Rayon d'action : Distance maximale, par rapport à l'axe central du système d'injection, atteinte par le bulbe d'injection.

Substrat : Elément utilisé par les microorganismes pour former le(s) produits(s).

Nomenclature des variables

Paramètre	Définition	Unité
	Lettres latines	
A_s	Surface spécifique	m^2
a	Diffusivité thermique	$m^5.s^{-1}.kg^{-1}$
c_E	Conductivité électrique	$\mu S.cm^{-1}$
Cp_i	Capacité thermique de la phase i	$J.K^{-1}.m^{-3}$
$(\rho C_P)^*$	Capacité calorifique volumique apparente du milieu poreux	$J.m^{-3}.K^{-1}$
d_p	Diamètre équivalent des pores	m
d_{85}	Diamètre nominal de broyage	mm
D_{gO2}	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air	$m^2.s$
D_{gCO2}	Coefficient de diffusion du dioxyde de carbone dans l'air	$m^2.s$
$\vec{g}$	Vecteur accélération de la pesanteur	$m.s^{-2}$
$\vec{J}_{O2}$	Flux diffusif d'oxygène dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
$\vec{J}_{CO2}$	Flux diffusif de dioxyde de carbone dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
$\vec{J}_{N2}$	Flux diffusif de diazote dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
$\overline{\overline{k}}$	Tenseur de perméabilité intrinsèque du matériau poreux	m^2
k_{ri}	Coefficient de perméabilité relative de la phase i	SU
$\overline{\overline{k_i}}$	Tenseur de perméabilité de la phase mobile i	m^2
k_h	Perméabilité horizontale du déchet	m^2
k_v	Perméabilité verticale du déchet	m^2
k_{CK}	Perméabilité de Carman-Kozeny	m^2
K	Conductivité hydraulique	$m.s^{-1}$
K_v	Conductivité hydraulique verticale du déchet	$m.s^{-1}$
K_h	Conductivité hydraulique horizontale du déchet	$m.s^{-1}$
k	Constante cinétique de consommation d'oxygène	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
k_{MC}	Constante cinétique de consommation d'oxygène pour les mini-casiers	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
K_{O2}	Constante d'affinité de la population aérobie	Pa
L	Longueur	m
l	Largeur	m
n_i	Paramètre de Brooks et Corey de la phase i	SU
M_{O2}	Masse molaire de l'oxygène	$kg.mol^{-1}$
P_G	Pression de la phase gaz	Pa
P_i	Pression partielle de la phase mobile i	Pa
P_c	Pression capillaire	
R	Constante des gaz parfaits	SU
RA	Rayon d'action	m
R_j	Taux de réaction moyen	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
R_{O2}	Taux de consommation d'oxygène	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
R_{CO2}	Taux de production de dioxyde de carbone	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
R_T	Taux de production de chaleur	$J.m^{-3}.s^{-1}$
S	Saturation en liquide	%
S_e	Saturation efficace en liquide	%

S_{rW}	Saturation irréductible en liquide	%
S_{rG}	Saturation irréductible en gaz	%
t	Temps	s
T	Température	°C ou °K
T_{min}	Température minimale d'activité	K
T_{max}	Température maximale d'activité	K
T_{opt}	Température optimale d'activité	K
T_{Stab}	Température de stabilisation atteinte dans les mini-casiers	°C
V	Volume	m^3
$\vec{V}_i$	Vecteur de vitesse de la phase mobile i	$m.s^{-1}$
$Y_{O2/CO2}$	Rendement stœchiométrique de la réaction de biodégradation	SU
Lettres grecques		
Γ	Tension superficielle du fluide	$N.m^{-1}$
σ	Contrainte	$\mu S.cm^{-1}$
ε	Porosité	%
ε_{macro}	Porosité macroscopique	%
ε_{micro}	Porosité microscopique	%
ε_E	Porosité efficace	%
ε_O	Porosité ouverte	%
ε_T	Porosité totale	%
κ	Paramètre regroupant les effets de tortuosité et le coefficient de frottement visqueux	m^{-6}
Ω_{02}	Fraction massique en oxygène dans la phase gaz	%
Ω_{C02}	Fraction massique en dioxyde de carbone dans la phase gaz	%
Ω_{02}	Fraction massique en azote dans la phase gaz	%
λ_i	Conductivité thermique de la phase i	$J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$
λ^*	Conductivité thermique du milieu équivalent	$J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$
η_i	Viscosité dynamique de la phase mobile i	$Pa.s^{-1}$
ρ_i	Masse volumique de la phase i	$t.m^{-3}$
ξ	Résistivité électrique	$\Omega.m$
τ	Tortuosité	SU
ϕ	Constante de retard	s
Indices et exposants		
G	Indice de la phase gazeuse	
W	Indice de la phase liquide	

SU : Sans unité

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

La production de Déchets Non Dangereux

Les déchets*[1] peuvent être classés suivant différents critères (leur origine, leur nature, etc.). La classification propre au stockage des déchets (selon l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié le 19 janvier 2006) distingue les Déchets Non Dangereux* (DND), les Déchets Dangereux, et les Déchets Inertes. Les DND regroupent les déchets non dangereux issus des industries et des commerces (appelés Déchets Industriels Banals : DIB), et ceux issus des ménages (appelés Ordures Ménagères* : OM) ; une partie de ces DND est traitée en Installation de Traitements des Ordures Ménagères (ITOM).

La réduction des déchets à la source et l'encouragement de la mise en place de filières de recyclage matière et de valorisation énergétique ont été définis comme les principaux objectifs de la loi sur les déchets du 13 juillet 1992 (transcription de la directive européenne 91/156/CE). La quantité de DND traités en ITOM en France, bien qu'en légère baisse depuis 2002, représente toujours un flux très important : en 2004, ce flux atteignait 46 millions de tonnes environ, dont 26 millions de tonnes en provenance des ménages (ADEME, 2007). D'autre part, dans un contexte où le principe NIMBY (Not In My Backyard) domine, il est de plus en plus difficile de mettre en place de nouvelles installations de traitement des déchets. Des filières de traitement respectant le concept de développement durable - respect de l'environnement et de la santé publique, valorisation des déchets - doivent donc continuer à être développées.

Leur traitement

En 2006, 48 % des DND étaient stockés en ISDND* (Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux), 27 % incinérés, 13 % triés et recyclés, 11 % compostés et moins de 1 % méthanisés (ADEME, 2006a). Le parc des ISDND est en diminution (312 au total en 2004 au niveau national), néanmoins la capacité des sites de stockage ayant tendance à augmenter, cette diminution du parc ne s'accompagne pas forcément d'une baisse significative des tonnages traités en ISDND. La loi sur les déchets du 13 juillet 1992 introduit cependant la notion de déchets ultimes, définis comme des « déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment », et commande la suppression à compter du 1er juillet 2002 d'installations de stockage de déchets bruts pour n'autoriser que des installations de stockage de déchets ultimes*. Parallèlement, la directive européenne 1999/31/CE, concernant la mise en décharge des déchets, impose qu'au plus tard en 2017, avec des objectifs et des échéanciers intermédiaires, la quantité de déchets municipaux bio-évolutifs placés en ISDND soit réduite à 35 % en poids de la totalité des déchets municipaux bio-évolutifs produits en 1995. Cette orientation tend à promouvoir de nouvelles filières de traitement, mais ne condamne pas la filière stockage, puisque les objectifs sont fixés au niveau national.

Concrètement, ces deux textes législatifs ne sont pas traduits au niveau français par l'imposition ou l'interdiction d'une filière en particulier puisque les quatre principales filières

[1] Les mots accompagnés d'un astérisque sont définis dans le glossaire

sont nécessaires à la gestion globale des flux de déchets et qu'aucune filière ne peut à elle seule accepter la totalité des déchets. Contrairement à l'Allemagne, par exemple, la France n'a pas imposé des critères sur les quantités de matière organique des déchets admis en ISDND. Cependant, la filière stockage a dû se moderniser et l'ancienne décharge, peu respectueuse de l'environnement, a évolué depuis les années 90 vers le concept d'installation de stockage des déchets, qui limite les impacts environnementaux. Elle doit encore évoluer, afin de faire d'un système passif de stockage un procédé de traitement des déchets à part entière, avec stabilisation mécanique et biologique à l'échelle d'une génération et valorisation systématique du déchet.

Vers l'optimisation des procédés de stockage

C'est dans ce contexte qu'est apparu le concept de bioréacteur*. En effet, on constate que, malgré des filières de recyclage et de tri des DND de plus en plus développées et performantes, la teneur en matière organique biodégradable de la matière résiduelle destinée au stockage en ISDND reste élevée. En conditions de stockage conventionnel, les casiers* sont confinés, afin de limiter les flux entrants et sortants : des barrières imperméables actives et passives sont mises en place en fond de casier et sur les flancs pour contenir les fluides (biogaz* et lixiviats*), et une couverture semi-perméable (au minimum) en surface réduit à la fois l'émission de polluants gazeux à l'atmosphère et les infiltrations d'eau dans le massif de déchets. Cette étanchéification, même partielle en surface, a pour conséquence de conduire rapidement à un dessèchement des déchets. Du fait de ce déficit, et compte tenu du rôle majeur de l'humidité sur le développement des microorganismes, le déchet se dégrade alors très lentement, et les temps de stabilisation peuvent atteindre plusieurs siècles (Pohland et Al-Yousfi, 1994 ; Reinhart et Townsend, 1998).

Le procédé bioréacteur a donc été conçu, originellement aux USA, dans l'objectif de diminuer ces temps de stabilisation en favorisant les cinétiques de biodégradation du déchet. Différentes définitions du bioréacteur ont été proposées ; nous retiendrons la plus générale : procédé qui permet de stimuler et de contrôler l'activité biologique au sein d'un casier de stockage, en optimisant les conditions physico-chimiques, afin de stabiliser les fractions rapidement* et modérément* biodégradable d'un déchet, dans un temps compatible avec la post-exploitation. Les méthodes expérimentées permettant de favoriser la biodégradation sont multiples ; elles peuvent par ailleurs être couplées : recirculation de lixiviats, circulation de liquide en grandes quantités (Flushing Bioreactor), ajout de boues, amélioration des conditions de mise en œuvre (réduction de la granulométrie, homogénéisation, compactage, épaisseur des couches…), insufflation d'air (bioréacteur aérobie), etc.

Ainsi, en repensant le concept des ISDND et en considérant les casiers comme des réacteurs et non plus comme des volumes de stockage, il convient de maîtriser toutes les étapes avec, en plus des contraintes opérationnelles, des contraintes liées à la dégradation du déchet :

- en amont : Quel type de déchet ou mélange de déchet sélectionner pour une production optimale de biogaz ? Comment le préparer avant son stockage afin d'optimiser les cinétiques de dégradation ?
- au niveau des casiers : Comment mettre en place le déchet pour favoriser la biodégradation ? Quel procédé bioréacteur mettre en place ? Comment s'assurer de l'efficacité d'un système de recirculation ?
- en aval : Comment assurer une récupération maximale du biogaz produit ? Quel type de valorisation pour le biogaz collecté ?

Enjeux et objectifs de la thèse

Bien que très documenté dans la littérature et largement expérimenté à l'échelle du laboratoire, le concept de bioréacteur soulève de nombreuses questions concernant son application industrielle. La transposition de phénomènes microbiologiques de l'échelle micro (colonnes de laboratoire) ou méso (pilotes semi-industriels) à l'échelle macro n'est en effet pas encore maitrisée, que ce soit en termes de cinétique de biodégradation ou d'effet de masse, ou par rapport à la faisabilité technique de tels procédés sur des quantités de déchets pouvant dépasser un million de tonnes par casier.

Ce constat met en évidence l'intérêt de réaliser des études à l'échelle du site, afin d'évaluer l'applicabilité des modes de stockage en bioréacteur testés à d'autres échelles. Deux questions, qui constitueront les thématiques principales de la thèse, peuvent en particulier être soulevées :

- Comment mettre en place les déchets sur site pour optimiser le démarrage de la biodégradation anaérobie ?
- Comment assurer, à partir d'un système de recirculation, une répartition homogène de l'humidité à l'échelle d'un casier de stockage ?

Ainsi, cette étude, qui se place à l'échelle 1, au niveau des casiers d'ISDND, aborde plusieurs aspects du comportement du déchet en conditions de stockage, et fait appel à des notions à la fois de microbiologie, de mécanique des fluides et de physique des matériaux. Par ailleurs, les études à l'échelle du site doivent reposer sur des moyens humains et logistiques importants. Des équipes projet ont donc été mises en place afin de répondre à ces besoins. Le travail réalisé dans cette thèse a consisté dans un premier temps à la conception des manipulations et de la méthodologie expérimentale. En particulier, des instrumentations adaptées à l'échelle du site ont été conçues, avec le soutien des équipes techniques du CRPE, et testés sur site. Une fois ces techniques de mesures rodées et des protocoles de suivi associés mis en place, certaines mesures ont été réalisées par les équipes de techniciens du CRPE. L'analyse, le traitement et la synthèse des données collectées ont ensuite été réalisés dans le cadre de cette thèse. Certaines analyses nécessitant des compétences particulières, ont fait l'objet d'une contribution importante de M. Lanoë (inversion des données géophysiques) et de D. Chenu (modélisation). L'interprétation de ces résultats particuliers a cependant été réalisée en collaboration avec les différents intervenants, afin de bien en maîtriser la signification et les limites.

Organisation du mémoire

Ce mémoire de thèse s'organise en trois parties :

Le premier chapitre, bibliographique, s'intéresse directement au déchet et à sa caractérisation. Compte tenu du caractère pluridisciplinaire de cette thèse, il paraissait intéressant de faire une présentation générale, pouvant s'adresser à des publics d'origine diverses. Pour optimiser la biodégradation de la matière organique contenue dans le déchet, il est en effet nécessaire de bien connaître ses propriétés intrinsèques (que ce soit physiques, biologiques ou mécaniques) et de pouvoir suivre son état de stabilisation. En particulier, les différents paramètres qui définissent le déchet, et les méthodes de caractérisation existantes doivent être explicités. Les modes de stockage en ISDND conventionnelles et en bioréacteur sont également présentés. Une revue plus spécifique de la littérature et les conséquences directes sur la conception des études réalisées dans le cadre de cette thèse sont présentées dans les chapitres correspondants.

Le second chapitre aborde la thématique de l'optimisation de la mise en place des déchets pour un meilleur démarrage de la biodégradation. La détermination des modalités de remplissage les plus intéressantes provient d'une synthèse d'essais issus de la littérature. Une étude à l'échelle de mini-casiers de stockage a ainsi été réalisée. La description de cette étude ainsi que les résultats obtenus sont présentés dans ce chapitre.

Le troisième et dernier chapitre présente une expérimentation en site réel, concernant l'optimisation de l'injection de lixiviats. Une synthèse bibliographique a permis de mettre en évidence les points forts et les points faibles des différents systèmes d'injection/recirculation existants, et de proposer le dimensionnement d'un système innovant de recirculation. Ce système, mis en place et instrumenté à titre expérimental à l'échelle 1, a fait l'objet de plusieurs campagnes de tests, dont les résultats et les implications sur le dimensionnement sont développés dans cette partie.

PARTIE A
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Partie A : Synthèse bibliographique

I Le déchet

I.1 Gisement

Les DND sont composés de matériaux variés ; cette hétérogénéité est due à plusieurs facteurs :

- leur provenance (type d'habitat ou d'industrie),
- la saison (période de vacances, week-end, été ou hiver),
- les habitudes alimentaires et de consommation, qui évoluent avec le temps, à l'échelle de plusieurs années (par exemple, augmentation des volumes de déchets d'emballages, modification des produits eux-mêmes : lingettes, piles, ordinateurs…).

Par ailleurs, les réglementations locales ou nationales sur les types de déchets admis en ISDND (boues, OM, DIB) ainsi que les méthodes de gestion locales des déchets (collectes sélectives, tris préalables des déchets ménagers spéciaux, des déchets verts, des encombrants…), influent sur la composition des déchets entrant en ISDND. Le Tableau 1 présente la moyenne nationale des proportions des différents types de déchets entrant en ISDND en 2004 (ADEME, 2006a).

Tableau 1 : Types de déchets entrant en ISDND (ADEME, 2006a)

Type de déchet	Proportion de déchets entrant en ISDND
OM	42,2%
Déchets organiques	0,2%
Boues	2,2%
Compost	< 0,1 %
DIB en mélange	32,3%
Déchets dangereux	1,5%
Matériaux recyclables	1,1%
Déblais et gravats	3,7%
Résidus de traitement	9,7%
Mâchefers	1,0%
Equipements hors d'usage	5,7%
Non précisé	0,3%

Dans le contexte du bioréacteur, c'est la part et le type de matériaux biodégradables qui distinguent principalement un déchet d'un autre. Ces constituants organiques peuvent être divisés en trois sous-catégories, en fonction de leur cinétique de biodégradation :

- la matière organique facilement* biodégradable, aussi appelée putrescible* (restes alimentaires ou déchets de jardin par exemple) ;
- la matière organique modérément* biodégradable (telle que le papier et le carton) ;
- et la matière organique difficilement* biodégradable (telle que le textile et le bois, par exemple).

Pour les OM, cette part organique est en moyenne assez stable au niveau français, à la fois géographiquement et temporellement. Une composition type des OM peut être définie, à partir de l'étude MODECOM™ 93 (ADEME, 1993) au cours de laquelle 98 lots de déchets issus des collectes d'OM au niveau national ont été caractérisés. Elle est présentée dans le Tableau 2, exprimée en masse humide de déchets.

Tableau 2 : Nomenclature en catégories et sous catégories du MODECOM™ (ADEME, 1993)

Catégorie		Sous catégorie	Moyenne nationale de référence (% $_{MH}$)
1	Putrescibles		28,6%
2	Papiers	Journaux	16,1%
		Magazines	
		Papiers d'emballage	
		Autres papiers	
3	Cartons		9,3%
4	Complexes		1,4%
5	Textiles	Emballages en textiles	2,6%
		Autres textiles	
6	Textiles sanitaires		3,1%
7	Plastiques	Films polyoléfines (PE et PP)	11,1%
		Bouteilles – Flacons polyoléfines	
		Autres déchets polyoléfines	
		Bouteilles – Emballages PVC	
		Autres emballages PVC	
		Autres déchets PVC	
		Emballages PET	
		Emballages polystyrène	
		Autres déchets polystyrène	
		Autres déchets plastiques	
8	Combustibles non classés	Emballages combustibles	3,3%
		Autres combustibles	
9	Verres	Emballages en verre vert	13,1%
		Emballages en verre blanc	
		Emballages en verre brun	
		Autres déchets en verre	
10	Métaux	Métaux ferreux d'emballages	4,1%
		Autres métaux ferreux	
		Emballages en aluminium	
		Autres déchets en aluminium	
11	Incombustibles non classés		6,8%
12	Déchets ménagers spéciaux		0,5%
13	Eléments fins (< 20 mm)		Fraction répartie dans les autres fractions

Aucune différence notoire n'a pu être mise en évidence selon la provenance géographique des déchets, mais des variations par rapport à cette moyenne nationale ont été observées suivant le type d'habitat : alors que le pourcentage de papier est plus important en habitat urbain (23 %), la part d'éléments putrescibles* est plus forte en habitat rural (32 %). Par ailleurs, les pratiques nationales ou locales de collectes sélectives ont également un impact sur la composition du déchet. Ainsi, le verre notamment a tendance à être de mieux en mieux recyclé. L'ADEME a entrepris en 2008 une nouvelle campagne de caractérisation de l'OM au niveau national, afin de mieux évaluer l'évolution de la composition en 15 ans. Cette étude porte à la fois sur des flux issus de la collecte sélective et de la collecte résiduelle.

La part importante de DIB (Déchets Industriels Banals) dans les DND, renforce cependant fortement leur hétérogénéité. En effet, cette appellation regroupe tous les « Déchets issus des entreprises (commerce, artisanat, industrie, services) qui, par leur nature, peuvent être traités et stockés dans les même installations que les déchets ménagers » (ADEME, 1999a). Il s'agit notamment des déchets d'emballages, des loupés et chutes de fabrication, des déchets de restauration, des déchets de bureaux, des résidus de nettoyage et d'entretien. La nature des

déchets dépend fortement du secteur d'activité. Une étude ADEME (ADEME, 2005) a répertorié par type de déchets la production nationale de déchets non dangereux : six catégories principales apparaissent, parmi lesquelles une catégorie « déchets en mélange », qui représente près de 30 % de la production totale (Tableau 3). Contrairement aux autres déchets, les mélanges sont produits en proportion importante dans toutes les activités.

Tableau 3 : Production de DIB selon l'activité de l'entreprise, en milliers de tonnes (ADEME, 2005)

Nature des déchets ► / Activité ▼	Verre	Métaux	Plastiques	Caoutchouc	Textiles	Papiers-cartons	Bois	Mélange	**Total**
Industries extractives	0	30	1	2	0	4	3	10	**51**
Industries agricoles et alimentaires	16	52	83	0	1	213	54	593	**1 012**
Textile et habillement	0	9	4	-	155	34	8	141	**3 51**
Bois et fabrication d'articles en bois	1	10	7	0	0	10	5 206	591	**5 825**
Papier, carton, édition et imprimerie	14	36	137	0	0	1 404	271	902	**2 765**
Chimie et raffinage	15	59	26	2	0	244	50	224	**620**
Caoutchouc et plastiques	4	44	285	64	3	65	100	288	**854**
Minéraux non métalliques	115	21	39	0	-	37	36	188	**434**
Métallurgie et travail des métaux	6	1 298	10	0	0	69	65	537	**1 984**
Fabrication de machines	0	292	13	0	2	42	44	162	**555**
Equipements électriques et électroniques	11	180	17	0	0	92	41	191	**531**
Fabrication de matériels de transport	1	1 451	12	1	0	88	116	177	**1 848**
Autres industries	2	56	10	0	3	24	250	116	**462**
Commerce de gros	5	281	47	7	-	305	166	524	**1 335**
Commerce de détail	33	43	93	2	0	1 250	106	1 556	**3 082**
Total	**222**	**3 864**	**784**	**80**	**165**	**3 881**	**6 515**	**6 200**	**21 710**

Les ISDND reçoivent 11 % des DND des entreprises, essentiellement les déchets mélangés (85 % du flux reçu comme indiqué par le Tableau 4), puisqu'ils sont difficilement valorisables. Ces déchets, de composition mal connue, sont composés le plus souvent de papiers, cartons et plastiques, mais les proportions de chaque type de déchet varient fortement selon le producteur et à ce jour, il n'est pas possible de définir une composition moyenne pour le DIB, du fait de sa trop grande hétérogénéité.

Tableau 4 : Nature des DIB enfouis en ISDND (ADEME, 2005)

Nature des déchets	**Quantité enfouie en ISDND (en milliers de tonnes)**	**Quantité enfouie en ISDND (en %)**
Verre	11	0,4 %
Métaux	15	0,6 %
Plastiques	149	6,1 %
Caoutchouc	32	1,3 %
Textiles	18	0,7 %
Papiers-cartons	95	3,9 %
Bois	55	2,3 %
Mélange	2 051	84,5 %
Total	**2 426**	

I.2 Dégradation du déchet

I.2.1 Les étapes de la dégradation des DND

Le terme biodégradation désigne la transformation (partielle ou complète), par des agents biologiques (généralement microbiens), de la matière organique présente dans les déchets en composés minéraux et gazeux. La grande diversité du substrat* (du fait de l'hétérogénéité des DND), des conditions environnementales et des microorganismes susceptibles de s'y développer, rendent ce processus de dégradation complexe (Miller et Clesceri, 2003). Le déchet peut se dégrader suivant deux principales voies, en fonction de la présence ou non d'oxygène : s'il est placé en présence d'oxygène, on parle de dégradation aérobie, sinon de dégradation anaérobie.

La biodisponibilité d'un substrat passe par sa solubilisation en phase aqueuse ; sa biodégradation, que ce soit en aérobiose ou en anaérobiose, implique donc une hydrolyse préalable. Cette hydrolyse transforme les substances organiques facilement hydrolysables (protéines, lipides, cellulose) en composés organiques solubles plus simples - oligomères et monomères - (acides aminés, acides gras, glucose). Ces produits de l'hydrolyse diffusent alors vers les microorganismes, essentiellement fixés sur les particules solides, formant ainsi des colonies ou films microbiens (Molz et al., 1986). C'est ce biofilm qui est le siège de la plupart des réactions biochimiques de biodégradation du déchet.

I.2.2 La réaction de dégradation aérobie

En aérobiose, les produits de l'hydrolyse sont oxydés pour produire du dioxyde de carbone (CO_2) et de l'eau (H_2O). Fortement exothermique (2830 kJ libérés pour une mole de glucose dégradée, d'après Gourdon, 2002), cette réaction se déroule en trois étapes qui diffèrent par leurs conditions de température : une phase mésophile, une phase thermophile et une phase de maturation. Les modifications des conditions thermiques engendrées par l'activité biologique aérobie entraînent en effet une adaptation importante de la flore microbienne à son environnement ; les types de microorganismes actifs et leurs vitesses de consommation d'oxygène évoluent, comme indiqué sur la Figure 1 (Mustin, 1987).

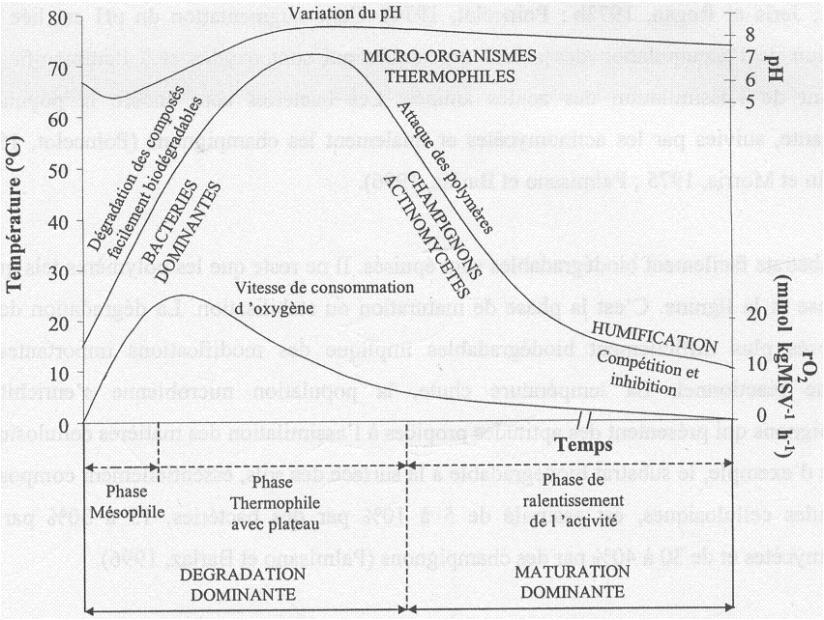


Figure 1 : Evolution de la vitesse de consommation d'oxygène, à des conditions d'humidité et d'aération optimales (Aguilar-Juarez, 2000, d'après Mustin, 1987)

- Initialement, le déchet est essentiellement colonisé par des bactéries, qui dégradent sucres et lipides. La croissance de ces microorganismes s'accompagne d'une production de chaleur : c'est la phase mésophile. Cette activité biologique peut également, en fonction de la qualité du substrat, engendrer une accumulation provisoire d'acides organiques (induisant une baisse du pH pouvant atteindre 4,5). Le caractère hétérogène des déchets favorise en effet la coexistence d'une activité aérobie et d'une dégradation réalisée par des microorganismes acidogènes facultatifs, génératrices d'acides organiques.
- Du fait de cette activité biologique et des propriétés de diffusivité thermique du système réactionnel (bon isolement du matériau déchet), la température continue d'augmenter : c'est la phase thermophile. Simultanément, l'oxydation des acides organiques et l'ammonification des acides aminés entrainent une augmentation du pH, qui se stabilise entre 7 et 8 (Gray et al., 1974 ; Poincelot, 1974). La population microbienne est toujours composée majoritairement de microorganismes, mais ceux-ci sont peu à peu remplacés par des champignons actinomycètes (Poincelot, 1974 ; Palmisano et Barlaz, 1996).
- Progressivement, les substrats facilement biodégradables s'épuisent, et il ne reste principalement que des polymères tels que la lignine et la cellulose : c'est la phase de maturation. Elle s'accompagne de modifications importantes du système réactionnel : baisse de la température et enrichissement de la population microbienne en champignons, qui ont une plus grande aptitude à dégrader la cellulose.

La durée de chacune de ces phases est fonction de la composition des déchets (notamment de leur part en déchets organiques rapidement biodégradables). A titre d'exemple, des déchets riches en putrescibles auront, en conditions d'aération et d'humidités optimales, des phases mésophiles, thermophiles et de maturation de 2 à 3 jours, 5 à 7 jours et supérieures à 20 jours respectivement (Mustin, 1987). Par ailleurs, l'avancement de cette réaction est fonction de l'accessibilité à l'oxygène. Dans une ISDND, l'étape de maturation en aérobiose n'est jamais atteinte du fait de l'épuisement rapide de la teneur en oxygène dans le massif de déchets ; le déroulement de l'étape aérobie du déchet en conditions de stockage est discuté plus en détail dans le paragraphe III.3.1.

I.2.2.1 La réaction de dégradation anaérobie

La dégradation du déchet en anaérobiose conduit à la production de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2). Les processus de dégradation mis en jeu sont complexes et interdépendants, puisque les produits de biodégradation d'une réaction donnée serviront de substrat pour les réactions suivantes. Tous les groupes microbiens responsables de la production de méthane sont intrinsèquement présents dans le déchet frais (bactéries fermentatives, acidogènes, acétogènes et archaea méthanogènes) (Barlaz et al., 1989), mais ne se développent pas à la même vitesse ni selon les mêmes conditions environnementales (Farquhar et Rovers, 1973 ; Rees, 1980).

Les étapes successives de la dégradation anaérobies sont (Figure 2) :
- l'hydrolyse (en conditions d'anaérobiose facultative),
- l'acidogenèse ou fermentation acide (en conditions d'anaérobiose facultative),
- l'acétogenèse (en conditions d'anaérobiose stricte),
- la méthanogenèse (en conditions d'anaérobiose stricte).

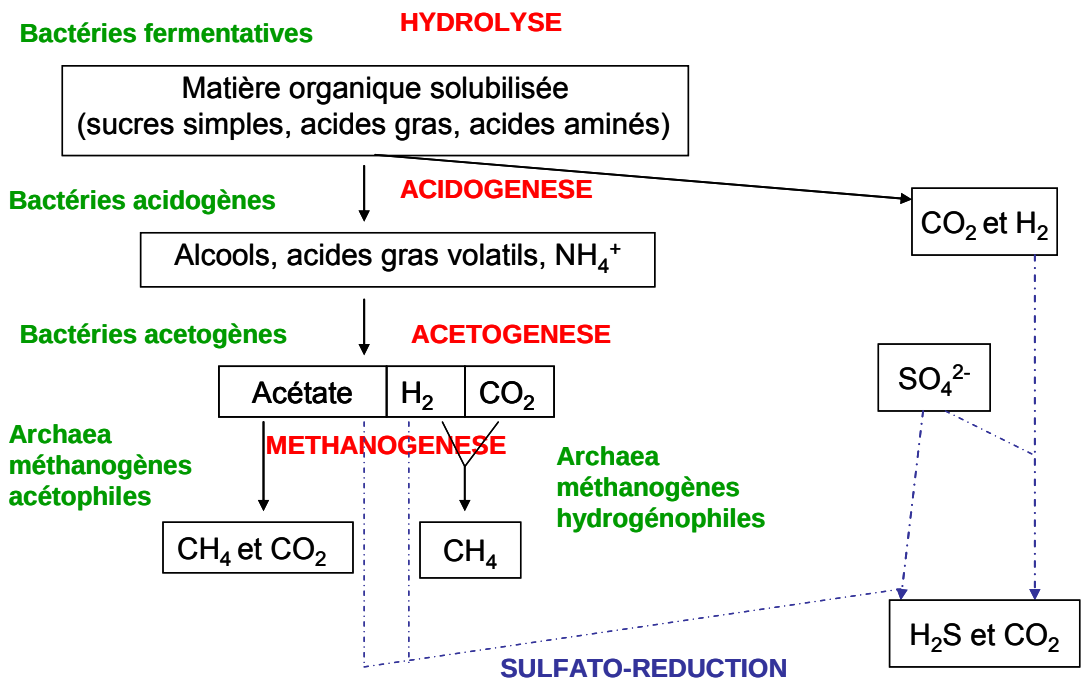


Figure 2 : Les différentes étapes de la biodégradation anaérobie (d'après Christensen et Kjelden, 1989)

I.2.2.2 Hydrolyse des macromolécules

La biodégradation anaérobie débute par l'hydrolyse des polymères organiques. Les microorganismes responsables de cette réaction (bactéries fermentatives) peuvent fonctionner en conditions anaérobies partielles, et l'hydrolyse peut donc commencer avant la disparition totale de l'oxygène. Le passage en conditions anaérobies strictes se traduit par une diminution du potentiel d'oxydo-réduction et par une forte augmentation de la charge organique des lixiviats (Demande Chimique en Oxygène, DCO).
Cette phase se fait lentement par rapport à l'acidogenèse, elle est donc en général l'étape limitante du processus de dégradation des déchets.

I.2.2.3 Acidogenèse ou fermentation acide

L'acidogenèse correspond à la transformation des produits de l'hydrolyse en composés simples - tels que l'hydrogène, l'ammoniac, l'eau et le dioxyde de carbone- et en Acides Gras Volatils (AGV) - tels que l'acide acétique, l'acide valérique ou les acides butyriques (Farquhar et Rovers, 1973 ; Rees, 1980). Les produits de l'hydrolyse peuvent aussi être transformés directement en acide acétique avec formation de dioxyde de carbone et d'hydrogène.
La flore acidogène est constituée pour partie de microorganismes anaérobies facultatifs* mais également de microorganismes anaérobies stricts*.
La teneur en AGV devient prépondérante dans la fraction organique des lixiviats et s'ils ne sont pas rapidement dégradés par les étapes ultérieures, il y a un risque d'accumulation des acides carboxyliques, qui peut se traduire par une diminution rapide du pH (Chynoweth et Pullammanappallil, 1996 ; Barlaz, 1996). Ceci ne présente pas de problème au niveau de l'acidogénèse, qui peut avoir lieu jusqu'à un pH aux alentours de 4, mais les groupes microbiens intervenant dans les étapes suivantes sont fragiles par rapport à un pH faible, ce qui peut inhiber leur développement. Le risque d'acidification du milieu est particulièrement élevé car le temps de génération des microorganismes acidogènes est inférieur à celui des acétogènes et méthanogènes, de ce fait les sous-produits s'accumulent. Ainsi, si l'hydrolyse

des macromolécules et l'acidogenèse excèdent l'activité des microorganismes acétogènes et méthanogènes, du fait d'une matière organique trop facilement assimilable, les acides carboxyliques peuvent s'accumuler, ce qui peut entrainer une inhibition partielle ou totale des étapes suivantes (Barlaz et al., 1990, Delineau et Budka, 2000).
Le biogaz produit au cours de cette phase est principalement constitué de CO_2 et de H_2 (Williams, 1998) ; des concentrations de CO_2 atteignant 80 % sont temporairement observées.

I.2.2.4 Acétogenèse

Les AGV et les alcools formés précédemment sont transformés en acétate, dioxyde de carbone et hydrogène par un groupe de trois populations bactériennes (homo-acétogènes, hétéro-acétogènes et mixotrophes) qui ne fonctionnent qu'en syntrophie avec d'autres populations capables de consommer l'H_2. En effet, la croissance des microorganismes acétogènes nécessite une très faible pression partielle en H_2 (< 10 Pa) pour rendre la production d'acétate thermodynamiquement possible (Barlaz et al., 1990).

I.2.2.5 Méthanogenèse

Il s'agit d'une phase strictement anaérobie, durant laquelle l'acide acétique et les autres composés produits lors des étapes précédentes sont transformés en dioxyde de carbone et en méthane. Cette étape comporte deux voies métaboliques principales :

- la méthanogenèse acétophile au cours de laquelle l'acétate est transformé en CH_4 et CO_2 par les méthanogènes acétoclastes,
- et la méthanogenèse hydrogénophile au cours de laquelle les méthanogènes hydrogénophiles utilisent l'H_2 et réduisent le CO_2 pour former du CH_4.

En général, on considère que dans un digesteur anaérobie, 70 % du méthane est issu de la conversion de l'acétate (El-Fadel et al., 1996).
Comme pour la phase d'acétogenèse, un pH trop acide inhibe cette flore méthanogène. Par ailleurs, dans un milieu riche en sulfates (SO_4^{2-}), la méthanogenèse peut être concurrencée par un phénomène de sulfato-réduction. Il s'agit d'un processus biochimique de respiration anaérobie correspondant à un transfert d'électrons et de protons à partir d'un corps réducteur, substrat organique ou hydrogène moléculaire, vers un accepteur minéral, l'ion sulfate (Dumont et al., 1993). Les microorganismes sulfatoréducteurs ont aussi la capacité de transformer l'hydrogène, l'acide acétique et les AGV en dioxyde de carbone et hydrogène sulfureux (H_2S).

I.2.2.6 La maturation – stabilisation

L'étape ultime de biodégradation des déchets correspond à la phase de diminution de la production de biogaz et à la formation de molécules complexes stables. Cette phase de maturation ou stabilisation, caractérisée par une activité biologique réduite, est longue à se mettre en place.
La matière organique difficilement biodégradable est lentement métabolisée, entraînant la formation de molécules complexes du type acides humiques et fulviques (Labanowski, 2004). Cette minéralisation est rarement complète, soit en raison de la nature des molécules constituantes (lignine), soit pour des raisons de non-accessibilité (cellulose emprisonnée dans la lignine).

I.2.3 Les facteurs influençant la dégradation des DND et ses inhibiteurs

La digestion anaérobie, principal type de dégradation du déchet en conditions de stockage, est un processus complexe, dépendant de nombreux paramètres. L'identification des paramètres d'influence permet en principe de définir les conditions idéales pour la dégradation. Il s'agit de paramètres liés à la fois au substrat lui-même et aux conditions physico-chimiques du milieu. A ces facteurs d'influence, qui définissent des conditions optimales de dégradation, s'ajoutent des inhibiteurs, qui suivant leurs concentrations et leur disponibilité dans le milieu peuvent ralentir ou bloquer la capacité métabolique de la flore microbienne.
Les principaux facteurs d'influence et inhibiteurs sont résumés dans le Tableau 5. Les quatre paramètres majeurs sont la teneur en eau, la température, le pH et la teneur en oxygène (Yuen, 1995 ; Gachet, 20065.

I.2.3.1 Teneur en eau

La teneur en eau est le paramètre clé de la biodégradation des déchets. En effet, en plus d'être un facteur indispensable à toute vie bactérienne, l'eau facilite les contacts et le mélange entre le substrat à dégrader, les nutriments et les microorganismes. En outre, l'apport en eau permet de diluer des inhibiteurs potentiels. La notion de teneur en eau optimale pour la biodégradation est de ce fait difficile à appréhender, puisqu'il faudrait parvenir à décrire à la fois :

- la quantité d'eau totale disponible par rapport à la quantité de matière organique biodégradable,
- sa répartition dans le milieu afin de connaître son accessibilité pour les microorganismes,
- et sa mobilité pour caractériser les écoulements et le transport de la biomasse.

La plupart du temps, seule la masse d'eau par quantité de déchet (masse sèche ou humide) est cependant mesurée, ce qui ne prend pas en compte ces différents aspects. Il n'existe donc pas de réponse définitive quant à la teneur en eau optimale pour la biodégradation, ce qui explique en partie la grande disparité des valeurs présentées dans la littérature, qui varient entre 10 et 78 $\%_{MH}$ (Tableau 5).
Mais de manière générale, les teneurs en eau des déchets frais sont trop faibles (Barlaz et Ham, 1993) : la teneur en eau moyenne d'un déchet frais type OM, varie entre 15 et 45 $\%_{MH}$ et a tendance à être encore plus faible pour un DIB, alors que la teneur en matière organique n'est pas forcément diminuée (part importante de papiers et cartons relativement secs, mais à fort potentiel de biodégradation).
Ce déficit d'humidité peut présenter un caractère bloquant (d'après Reinhart et Townsend (1998), une teneur en eau inférieure à 25 $\%_{MH}$ ne permettrait pas à un déchet de se dégrader) ou ralentisseur de la biodégradation.

I.2.3.2 Température

Concernant le paramètre température, le processus de méthanisation peut en principe fonctionner entre 5 et 65 °C. Cependant les espèces microbiennes et la cinétique de dégradation dépendent du domaine de température : on distingue les domaines psychrophile (4 à 25 °C), mésophile (35 à 45 °C) et thermophile (55 à 65 °C). Il est communément admis que l'augmentation de température a pour effet d'accroire la vitesse de réaction ; Harmon et al. (1993) indiquent que la production de biogaz double à chaque augmentation de 10 °C jusqu'à un palier critique de 60 °C. Au-dessus de 70 °C, l'inactivation enzymatique empêche

tout développement microbien. Mata-Alvarez (2003) constate qu'il existe deux optima de température pour les microorganismes méthanogènes, dont un mésophile autour de 35 °C et un thermophile autour de 55 °C, ainsi qu'un minimum entre ces deux zones, entre 40 et 45 °C (Figure 3).

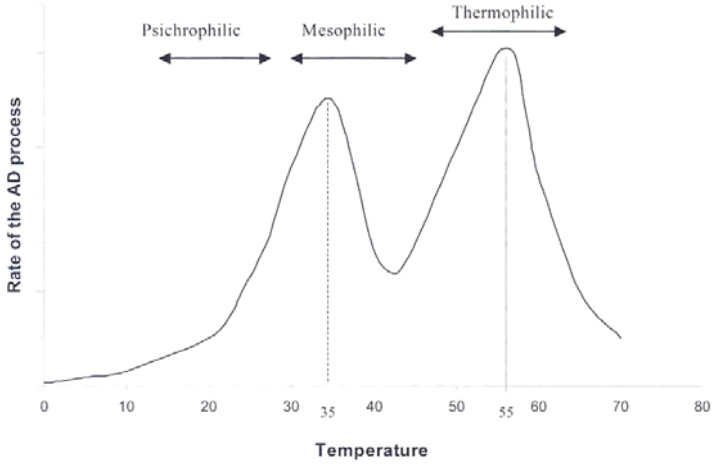


Figure 3 : Evolution de la vitesse de dégradation en fonction de la température (Mata-Alvarez, 2003)

En revanche, l'augmentation de température n'aurait pas d'influence sur le rendement en méthane, car les métabolismes des microorganismes restent les mêmes jusqu'à une température d'environ 65°C (Couturier et Galtier, 1998). Il ne faut toutefois pas que les températures varient trop rapidement afin de permettre à la flore microbienne de s'adapter aux conditions du milieu.

I.2.3.3 pH

Le troisième paramètre majeur influençant la biodégradation est le pH. Ce facteur est très sensible puisque les étapes successives du processus réactionnel le modifient, et que chaque espèce microbienne se développe dans une gamme de pH optimale.

Le pH optimum pour la méthanogenèse est compris entre 6 et 8 (Ehrig, 1983), et plus précisément entre 6,8 et 7,4 (Barlaz et al., 1990). Au-dessous de pH 6, les microorganismes méthanogènes sont fortement inhibés.

Le principal risque de baisse du pH dans le processus de dégradation anaérobie se situe au niveau de l'acétogenèse, car cette réaction produit des AGV qui peuvent s'accumuler dans le milieu. Ainsi, le suivi des concentrations en AGV peut permettre de mettre en évidence un problème de stabilité réactionnel. Le rôle spécifique de chaque AGV sur le processus global de dégradation n'est cependant pas totalement compris (Barredo et Evison, 1991 ; Pullammanappallil et al., 2001), et des valeurs seuils de concentrations inhibitrices sont difficiles à fixer dans l'absolu. Alors que certaines études ont montré que de fortes concentrations en AGV n'avaient pas d'effet sur la production de biogaz (Gourdon et Vermande, 1987), d'autres ont prouvé qu'une concentration totale supérieure à 3 $g.l^{-1}$ pourrait suffire à inhiber la méthanogenèse (Yuen et al., 1995), pour d'autres encore, il faudrait 10 $g.l^{-1}$ de chaque acide pour avoir une inhibition significative (Aguilar et al., 1995).
Selon Mata-Alvarez (2003), la forme soluble des AGV est plus toxique, car elle peut plus facilement traverser la membrane cellulaire des microorganismes. L'acide propionique et le n-butyrique seraient plus inhibiteurs que le n-valérique (Aguilar et al., 1995).

Le risque d'acidification dépend considérablement de la capacité tampon du milieu. Cette capacité est fonction de l'alcalinité, qui est exprimée en teneur de carbonate de calcium et correspond à la teneur en hydroxydes, carbonates ou hydrogénocarbonates alcalins ou alcalinoterreux (Couturier et Galtier, 1998). Ces ions permettent de neutraliser les acides organiques libérés.

I.2.3.4 Teneur en oxygène

La méthanisation se produit uniquement en anaérobiose stricte et l'absence d'oxygène moléculaire ou des formes oxygénées de l'azote (NO_2^-, NO_3^-) est fondamentale pour les microorganismes anaérobies stricts, en particulier les microorganismes méthanogènes et les acétogènes (Pelmont, 1993). Les microorganismes méthanogènes sont les plus sensibles à la présence de trace d'oxygène ; une concentration de 0,01 $mg.l^{-1}$ d'O_2 dissous peut inhiber complètement leur développement (Marchaim, 1992). Cette inhibition n'est cependant pas irréversible, d'autant que les microorganismes anaérobies facultatifs peuvent rapidement éliminer l'oxygène présent dans le milieu.
Le potentiel d'oxydo-réduction, qui peut être considéré comme un indicateur de la quantité d'oxygène présente, ne doit pas dépasser une valeur seuil afin de permettre aux microorganismes méthanogènes de se développer. La valeur théorique (exprimé par rapport à l'électrode normale à hydrogène) se situe autour de -300 mV, tout comme pour les acétogènes, mais certains auteurs ont observé une activité méthanogène pour des seuils plus élevés.

I.2.3.5 Teneur en dihydrogène

Produit par les microorganismes acidogènes et acétogènes et consommé par les microorganismes méthanogènes hydrogénophiles, l'hydrogène est à la fois un produit et un substrat dans le processus de la digestion anaérobie. Un équilibre entre production et consommation doit être maintenu, pour permettre le bon déroulement du procédé de dégradation. En effet, la pression partielle en hydrogène doit être maintenue à un niveau très faible afin de permettre la dégradation des alcools et des AGV en H_2, qui ne peut se produire qu'à une pression partielle en H_2 inférieure à 10 Pa (Pohland & Kim, 1999), tout en restant suffisamment élevée, pour permettre sa consommation (Kramer et Conrad, 1993).

Enfin, d'autres paramètres moins importants peuvent influencer ou inhiber la biodégradation, tels que les nutriments, la granulométrie du déchet et les éléments traces métalliques.

I.2.3.6 Nutriments

Les nutriments sont indispensables au développement bactérien. Dans la littérature, des recommandations concernant le rapport entre la matière organique et les nutriments sont présentées, mais elles varient selon la source bibliographique. Globalement, pour la digestion anaérobie, un rapport moyen entre la matière organique, exprimée en DCO, et les nutriments DCO/N/P égal à 600/1,167/0,167 est recommandé (Mata-Alvarez, 2003). Or Robinson et Gronow (1993) ont obtenu pour du lixiviat en méthanogenèse des rapports 100/37,5/0,181, en tenant compte de l'azote inorganique du lixiviat. Cela suggère que la quantité de nutriments n'est pas un facteur limitant pour l'activité des flores microbiennes sur du déchet en conditions de stockage.

De même, Farquhar et Rovers recommandent un rapport C/N de 16. Or, d'après l'ADEME (1999c), le rapport C/N des OM fraiches en France serait de 46 en moyenne ; il n'est donc pas

limitant en règle générale. Du fait d'une mauvaise homogénéisation des déchets, des carences peuvent cependant se produire dans des zones limitées localement (Mata-Alvarez, 2003).

I.2.3.7 Autres facteurs inhibiteurs

D'autres facteurs peuvent jouer un rôle d'inhibiteurs des réactions de biodégradation, en particulier certains ions tels que l'ammonium, le phosphate, le sodium, le potassium et le magnésium (Yuen et al., 1995).

De même, les métaux, essentiels à la croissance des microorganismes sous forme d'éléments traces, peuvent conduire à une inhibition si les concentrations augmentent. Ces concentrations en métaux évoluent en fonction des conditions de pH et d'oxydo-réduction du système. Dans le contexte des ISDND, les concentrations en métaux lourds ne sont en règle générale pas assez élevées pour atteindre les seuils de toxicité (Yuen, 1999).

Divers mécanismes et interactions sont à l'origine de l'inhibition causée par des composés sulfurés. Les bactéries sulfato-réductrices peuvent notamment entrer en compétition avec les microorganismes méthanogènes, du fait de leur avantage thermodynamique et cinétique, et en conditions limitantes de substrat, les bactéries sulfato-réductrices vont se développer au détriment de la production de méthane. Par ailleurs, les sulfures ont un effet inhibiteur, voire toxique, sous certaines formes et concentrations.

L'azote ammoniacal est également souvent cité pour son potentiel inhibiteur sur la méthanogenèse alors que sa concentration peut être élevée dans les lixiviats (Burton et Watson-Craik, 1998). Wens et al. (2001) ont observé sur une ISDND ancienne un blocage de la méthanogenèse, alors que seuls les AGV et le NH_4^+ sont trouvés en concentrations anormalement élevées (3421 mg de NH_3 et $NH_4^+.l^{-1}$ et 3140 mg AGV.l^{-1}). L'accumulation des AGV serait due à l'inhibition de la méthanogenèse par l'azote ammoniacal.
Cette inhibition de la dégradation par l'azote ammoniacal dépend de nombreux paramètres (pH, température, espèces de microorganismes présentes…). Vigneron (2005) indique donc qu'il ne semble pas possible de fixer un seuil de concentration en NH_4^+ inhibiteur de la méthanogenèse dans un massif de déchets. Cependant, des essais d'injection de lixiviat avec différentes concentrations en azote ammoniacal (0,8 ; 1,4 ; 2,3 ; 4,4 et 8,6 g N-NH_4^+ + N-NH_3).l^{-1}) réalisés en bouteilles sur du déchet de type OM français reconstitué ont montré qu'une augmentation de la concentration en ammoniac provoquait une diminution de la production de méthane, un temps de latence plus important et un développement microbien ralenti (Vigneron et al., 2007). Les auteurs conseillent donc, afin d'éviter tout risque d'inhibition, de ne pas introduire de lixiviat dont la concentration en azote ammoniacal dépasse le double de la concentration du milieu, ce qui pourrait provoquer un choc des microorganismes.

Ainsi, les processus de dégradation d'une matrice organique sont des réactions complexes, multiples, qui peuvent être simultanées et/ou interdépendantes et qui dépendant à la fois du substrat et de ses conditions environnementales. Les facteurs influençant ou inhibiteurs de la dégradation ne fonctionnent souvent pas en « tout ou rien », mais jouent sur une cinétique qui devient limite. A l'échelle d'un site d'ISDND, pour laquelle le déchet est très hétérogène et les conditions de stockage évolutives, plusieurs types de réactions peuvent se produire, sans toutefois que les processus soient optimisés. La bonne connaissance des caractéristiques du matériau déchet et du déroulement de sa biodégradation en conditions de stockage est donc indispensable à la mise en place d'un procédé bioréacteur.

Tableau 5 : Facteurs d'influence et inhibiteurs de la biodégradation des déchets en conditions anaérobies (adapté de Yuen, 1999 et de Gachet, 2005)

Facteur	Influence	Référence
Teneur en eau	Teneur en eau optimale : - > 10 à 20%$_{MH}$ - > 25 à 30%$_{MH}$ - 60 à 80%$_{MH}$ - 40 à 70%$_{MH}$ - 60 à 78%$_{MH}$ Teneur en eau critique de 25%$_{MH}$	 Palmisano et Barlaz, 1996 Buivid et al., 1981 ; Gurijala et Sulfita, 1993 Farquhar et Rovers, 1997 Reinhart et Townsend, 1998 De Walle et al., 1978 Reinhart et Townsend, 1998
Température	Température optimale : - entre 30 et 35 °C - entre 35 et 40 °C - 35 et 55 °C - Les cinétiques de production de biogaz doublent à chaque augmentation de 10 °C jusqu'à un palier critique de 60 °C	 Kotze et al., 1969 ; Peres et al., 1992 Mata-Alvarez, 2003 Harmon et al., 1993
pH	Microorganismes hydrolytiques et acétogènes : entre 7 et 7,4 Microorganismes acidogènes : ≤ 6 Microorganismes méthanogènes : - entre 6,4 et 7,4 - entre 6,6 et 7,6 - entre 6 et 8	Gourdon, 1987 ; Couturier et Galtier, 1998 Gourdon, 1987 Farquhar et Rovers, 1997 ; Barlaz et al. 1990 Gurijala et Sulfita, 1993 Ehrig, 1983&
Acides gras volatils	Concentration inhibitrice : - 3000 mg.l^{-1} - 6000 mg.l^{-1} - > 10000 mg.l^{-1} - [acide propionique] > 3000 mg.l^{-1} Espèces non dissociées plus toxiques que les espèces ionisées	 Yuen et al., 1995 Kugelman et Chin, 1971 Chynoweth et Pullammanappallil, 1996 ; Aguilar et al., 1995 Gourdon, 1987 Mata-Alvarez, 2003
Oxygène	Effet toxique sur les microorganismes acétogènes et méthanogènes Inhibition des méthanogènes dès 0,01 mg.l^{-1} d'O_2 Potentiel rédox maximal toléré pour les acétogènes : -300 mV Potentiel rédox maximal toléré pour les méthanogènes: - -330 mV - -200 à -300 mV - -200 mV - -100 mV	Pelmont, 1993 Marchaim, 1992 Pelmont, 1993 Christensen et al., 1996 François, 2004 Farquhar et Rovers, 1973 Pohland, 1980
Hydrogène	Pression partielle en H_2 pour les microorganismes acétogènes : < 10 Pa	Polhand et Kim, 1999
Nutriments	Principaux nutriments : N et P - MO/N/P de 1250/5,5/1 - C/N de 16/1 - C/N/P de 100/4/1 - DCO/N/P de 600/7/1	Chynoweth et Pullammanappallil, 1996 Aguilar-Juarez, 2000 Farquhar et Rovers, 1997 Mata-Alvarez, 2003 Gourdon, 1987

	- DCO/N/P de 100/0,44/0,08 Autres nutriments : Na, K, Ca, Mg, Cl, S, Fe, Cu, Mn, Ni	Mc Carty, 1964 Murray et Van den Berg, 1981 ; Speece et al., 1983
Sulfures	Compétition méthanogénèse/sulfato-réduction : - compétition pour le dihydrogène et l'acétate - 2400 mg.l^{-1} de sulfates, ralentissement de la méthanogénèse Toxicité du sulfure d'hydrogène : - inhibition de 50% de l'activité méthanogène dès 50 mg.l^{-1} de H_2S - inhibition totale dès 200 mg.l^{-1}	 Barlaz, 1996 Dumont et al., 1993 Wens et al., 2001
Métaux lourds et anions	Effets inhibiteurs pour des concentrations - 3500-500 mg.l^{-1} pour le sodium - 2500–4500 mg.l^{-1} pour le potassium - 2500–5000 mg.l^{-1} pour le calcium - 1000-1500 mg.l^{-1} pour le magnésium - 100 g.l^{-1} de zinc - 5 mg.l^{-1} de cuivre - 150 – 600 mg.l^{-1} de cadmium - 120 – 300 mg.l^{-1} de Chrome III, 100- 110 de Chrome VI	 Yuen, 1999 Barlaz, 1996 Barlaz, 1996 Scherber et Steiner, 1982 Scherber et Steiner, 1982
Azote ammoniacal	Toxicité de l'ammoniac libre, forme non dissociée - influence du pH et de la température ; inhibition observée pour 3400 mg.l^{-1} - concentrations inhibitrices : entre 1500 et 3000 mg.l^{-1} - pas d'inhibition observée pour 6000 mg.l^{-1} - adaptation des microorganismes aux fortes concentrations en azote ammoniacal - choc des microorganismes si doublement de la concentration en NH_4^+	 Wens et al., 2001 Yuen, 1999 Chen et al., 1997 Burton et Watson-Craik, 1998 Vigneron et al., 2007

II Les propriétés du déchet et leur caractérisation

Mis à part le contrôle visuel et radioactif du contenu des bennes de camion entrant sur un site, aucune action visant à caractériser la nature bio-physico-chimique des déchets n'est effectuée à l'entrée d'une ISDND. Cette connaissance est pourtant indispensable dans un objectif d'évaluation du comportement des déchets en conditions de stockage. En effet, la composition et les caractéristiques des déchets vont déterminer :

- leur biodégradabilité : influence sur la production et la composition du biogaz, stabilisation à long terme ;
- leur comportement hydraulique au sein du casier de stockage : capacité de rétention et écoulement des liquides ;
- la stabilité mécanique du casier et le tassement des déchets.

Différentes caractérisations peuvent être réalisées, en fonction de la finalité : caractérisation physique, caractérisation biochimique, caractérisation biologique (biodégradabilité) et caractérisation hydromécanique.

II.1 Echantillonnage

L'échantillonnage du déchet à caractériser est une étape capitale. Il a pour but de réaliser une réduction de masse afin d'obtenir une prise de matière analysable. La grande hétérogénéité du déchet et la variabilité de ses propriétés bio-physico-chimiques avec le temps, du fait de sa biodégradation, rendent ardue l'obtention d'un échantillon représentatif du gisement. Des méthodes d'échantillonnage spécifiques aux déchets ont été développées. La norme AFNOR XP X 30-411 (1996) propose notamment de prendre en compte les contraintes et les objectifs de l'échantillonnage pour son élaboration. Par ailleurs, plus le déchet est hétérogène et grossier, plus la masse à prélever est conséquente, pour que l'échantillon soit représentatif :
- Pour des déchets de type OM, la procédure la plus couramment utilisée est celle du MODECOM™ (MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères) qui a été développé par l'ADEME en 1993 (ADEME, 1993). Elle propose une procédure d'échantillonnage aléatoire des déchets, parmi l'ensemble des collectes du gisement à étudier, et recommande une prise de 500 kg_{MH} minimum pour la caractérisation.
- Pour des déchets de type DIB bruts en mélange, plus hétérogènes et dont la granulométrie est supérieure à celle de l'OM, l'ADEME (1999a) conseille de prélever un échantillon de 50 t_{MH} en 30 prises élémentaires.

II.2 Composition et granulométrie du déchet

Le comportement global d'un déchet dépend du comportement de chacun des ses composants, mais aussi de leurs interactions. La connaissance de sa composition est donc une donnée indispensable pour la compréhension des phénomènes. De même la distribution de la dimension des grains (granulométrie) joue un rôle important dans les processus de dégradation, dans le comportement mécanique et hydraulique du déchet. Aux deux extrémités de l'échelle, on trouve les « fines » dont la taille n'excède pas quelques millimètres, et les « monstres* » ou encombrants très volumineux qui peuvent atteindre un à plusieurs mètres.
La caractérisation compositionnelle d'un gisement de déchets comprend donc la détermination de sa répartition granulométrique et de sa répartition par catégorie de déchets.
Pour un déchet de type OM, la méthodologie MODECOM™ répartit à l'aide de cribles l'échantillon de déchet prélevé en trois fractions granulométriques :
- les éléments grossiers supérieurs à 100 mm ;
- les éléments moyens, compris entre 20 et 100 mm ;
- les éléments fins, inférieurs à 20 mm.

Le déchet est alors trié en 13 catégories (et éventuellement 33 sous-catégories) (Tableau 2). Le niveau d'information (nombre de fractions granulométriques et de catégories à trier) peut être adapté en fonction de la finalité de l'étude.

A ce jour, il n'est pas possible de définir une composition moyenne pour le DIB, du fait de sa trop grande hétérogénéité. Il pourrait, à terme, être envisageable de caractériser le DIB en fonction de sa provenance (type d'entreprise productrice, type de pré-traitement réalisé). Cependant, du fait de la grande quantité à échantillonner pour être représentatif, et de la grande variabilité des provenances (se référer au Tableau 3), il s'agit d'une étude de grande ampleur.

Une caractérisation matière des déchets ou fractions de déchets peut ensuite être réalisée, afin de fournir des informations globales quantitatives sur la composition de la matière solide contenue dans les déchets. Ces méthodes comprennent la détermination du taux de Matière Sèche (MS), et de Matière Volatile (MV).

La MS d'un déchet est déterminée à partir d'une méthode gravimétrique utilisée pour les sols. Elle consiste à mesurer la perte de masse lors du séchage d'un échantillon de déchet humide dans une étuve à 105 °C après stabilisation de la masse (NF ISO 11465, 1994). C'est la méthode la plus couramment utilisée dans la littérature, cependant certains éléments (types composés organiques volatiles) pourraient se volatiliser dans ces conditions de séchage à température élevée. La norme XP U 44-164 (AFNOR, 2004), relative aux inertes présents dans les composts, recommande donc de sécher les échantillons à 80 °C seulement, jusqu'à masse constante également. La teneur en eau du déchet global est dépendante de celle de chaque catégorie de déchets et de leur proportion dans le déchet global.

Au sein de la matière sèche, on distingue la matière minérale (MM) et la matière volatile (MV). La MV est déterminée selon la NF U44-160 (AFNOR, 1985), sur des échantillons préalablement séchés, par la méthode de perte de poids par combustion dans un four à 550 °C pendant 4 heures. Le résidu de la calcination correspond à la MM. La MV est parfois associée à la matière organique (MO). Cette méthode d'estimation de la MO est néanmoins jugée comme étant assez approximative (Degrémont, 1989). Une distinction est faite au sein de la MO entre la matière organique synthétique (MOS) (les plastiques, par exemple) et la matière organique non synthétique (MONS).

II.3 Caractérisation biochimique

Le déchet peut également faire l'objet d'analyses élémentaires (détermination de la part de C, H, N, S et P). La connaissance de la part d'élément carbone organique (par opposition au carbone minéral, dit inorganique) en particulier permet d'accéder à une estimation de la quantité de matière dégradable.

La norme AFNOR NF EN 13137 (2001) décrit deux méthodes de détermination de la teneur en Carbone Organique Total (COT) dans les déchets. La première méthode est basée sur le calcul de la différence entre le Carbone Total (CT) et le Carbone Inorganique Total (CIT) : le CT contenu dans l'échantillon est transformé en CO_2 et quantifié par spectrométrie infrarouge ou gravimétrie, tandis que le CIT est déterminé séparément par acidification d'un échantillon et purge du CO_2 libéré. La seconde méthode consiste à éliminer le CIT par traitement acide de l'échantillon puis à mesurer le CO_2 libéré par la combustion de l'échantillon restant. La norme internationale ISO NF 14235 (1998) décrit un troisième protocole basé sur l'oxydation chimique du COT au bichromate de potassium en milieu acide et détermination spectrocolorimétrique.

II.4 Caractérisation biologique

Les déchets peuvent également être caractérisés d'un point de vue biologique, par l'évaluation de leur potentiel de biodégradation, que ce soit en milieu aérobie ou anaérobie. En conditions anaérobies, qui représentent les conditions prépondérantes de stockage en ISDND, il existe différentes méthodes pour déterminer le potentiel méthanogène d'une tonne de déchets :

- La méthode stœchiométrique est une approche purement théorique, qui consiste à considérer la composition élémentaire des différents constituants des déchets. La quantité théorique de méthane produite par la dégradation est résumée par l'Équation 1 :

Équation 1 $$C_aH_bO_cN_dS_e + (a - \frac{b}{4} + \frac{c}{2} + \frac{3d}{4} + \frac{e}{2})H_2O \rightarrow (\frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3d}{8} - \frac{e}{4})CH_4 + (\frac{a}{2} - \frac{b}{8} + \frac{c}{4} + \frac{3d}{8} + \frac{e}{4})CO_2 + dNH_3 + eH_2S$$

Les potentiels méthanogènes sont de par cette méthode directe nettement surévalués car il est impossible d'aboutir à la dégradation totale de la matière organique dans un massif de déchets (certaines molécules sont très difficilement biodégradables, comme la lignine, ou non accessibles). Il est par ailleurs difficile d'établir des formules chimiques précises pour les déchets. Sur la base de cette approche, les productions théoriques de méthane sont comprises entre 200 et 270 m^3 par tonne de déchet sec, selon les formules chimiques utilisées par les différents auteurs (El Fadel et al., 1996). Bien que cela ne soit pas précisé, ces valeurs s'appliquent plutôt à un déchet de type OM, avec une teneur en matières organiques moyenne.

- La méthode basée sur la biodégradabilité du déchet consiste à considérer différentes valeurs de biodégradabilité pour les différents composants des déchets et à utiliser un taux moyen de production de méthane. La proportion de lignine par rapport à la cellulose étant un bon indicateur de l'état d'avancement de la dégradation d'un déchet, cette approche intègre dans le calcul de la fraction biodégradable le ratio cellulose + hémicellulose / lignine. Les valeurs reportées dans la littérature pour le potentiel de production de méthane sont comprises entre 60 et 170 m^3 par tonne de déchet sec (pour un déchet de type OM) avec cette méthode de calcul (El Fadel et al., 1996). Là encore, une connaissance précise de la matrice déchet (ratio cellulose + hémicellulose / lignine) est nécessaire.

- La méthode directe est une mesure en laboratoire du potentiel méthanogène, à partir d'un échantillon représentatif de déchet. De nombreux tests existent pour caractériser la biodégradabilité d'un déchet. Ils peuvent être réalisés soit sur échantillons solides, soit sur échantillons solides en suspension dans un milieu liquide. En conditions anaérobies, les deux principaux tests utilisés sont le test de fermentation GB_{21} (Binner et al, 1999 ; DIN 38414, 2001) et le test de potentiel biométhanogène BMP (Owens et Chynoweth, 1993). Ils sont comparés dans le Tableau 6.

Pour chacun de ces deux tests, le déchet est placé en conditions optimales de dégradation (saturation, ajout de nutriments et éventuellement d'inoculum), afin d'accélérer la vitesse de dégradation. Contrairement au GB_{21}, réalisé sur 21 jours, le test BMP est poursuivi sur une durée indéterminée, jusqu'à stabilisation, ce qui permet d'obtenir le potentiel total de dégradation et non uniquement le taux d'activité d'un échantillon. Il est donc plus adapté pour l'étude d'un déchet frais, avec un fort potentiel. Il n'existe pas de référence normative pour ce test BMP, qui est de ce fait adapté par les différents auteurs (quantité d'échantillon, méthode de suivi du biogaz, type d'inoculum et qualité de la solution nutritive).

Ce test peut être réalisé sur un déchet en mélange ou sur des catégories de déchets, après tri. Le BMP du déchet en mélange peut alors être recalculé en fonction des BMP des différentes catégories et de leurs répartitions pondérales respectives. En effet, alors qu'il est possible que le mélange de plusieurs types de déchets ait un effet activateur sur les réactions de biodégradation et donc sur leurs cinétiques, les valeurs théoriques de quantité de biogaz maximales pouvant être produites doivent être identiques. Vigneron (2005) observe ainsi une variation de 5 % seulement entre le BMP calculé à partir de la somme des BMP des différentes catégories d'un déchet et le BMP du déchet en mélange.

Tableau 6 : Tests d'évaluation de la biodégradabilité d'un déchet en anaérobiose

	BMP ***Biological/Biochemical Methane Potential***	**GB_{21}** ***GasBildung***
Normalisation	Protocole non standardisé	Test normalisé (DIN 38414), protocole détaillé dans le décret allemand relatif au stockage écologique des déchets urbains *Abfallablagerungsverordnung, AbfAblV*) et aux installations de traitement biologique des déchets, publié au *Bundesgesetzblatt*, le 27 février 2001.
Durée du test	Durée variable en fonction du protocole (> 90 jours)	21 jours + phase de latence, donc un minimum d'environ 40 jours
Descriptif	Echantillon broyé ou non, tamisé à 10 mm	Echantillon broyé humide, inférieur à 10 mm
	Masse calculée en fonction du potentiel supposé, lié à l'état de dégradation du déchet et à la durée du test souhaitée	Masse égale à 50 g de matière sèche
	Milieu synthétique (nutriments + eau déminéralisée)	Eau du robinet (300 ml)
	Echantillon inoculé (origine diverse)	Echantillon inoculé avec 50 ml de boue de digestion d'une station d'épuration municipale, préalablement conditionnée (stockage préalable à (35± 1°C) de façon à la prédigérer)
	Température : 35 - 37°C	Température : 35 ± 1°C
	Tampon bicarbonates/phosphates	Aucune solution tampon Ajustement du pH initial dans les cas où : pH < 6,8, ajout soude ou solution d'hydroxyde de potassium pH > 8,2, ajout d'acide chlorhydrique
	-	Purge à l'azote de l'air contenu dans le flacon
	-	Test « blanc » : 1 g de cellulose, 50 ml de boue d'inoculation, 300 ml d'eau Validation des tests si au minimum 400 Nl.kg MS^{-1} sont obtenus
	3 répétas conseillés	3 répétas systématiques

Le Tableau 7 présente des mesures expérimentales de BMP pour différentes catégories de déchets frais. Harries et al. (2001a et b) observent des différences selon qu'ils utilisent des catégories de déchets non souillées ou des fractions de déchet issues d'OM en mélange. Par ailleurs, en fonction du type de déchet en mélange, les valeurs de BMP par catégories triées varient fortement (BMP de 16 à 94 Nm^3 CH_4/t_{MS}) pour la catégorie putrescible d'un déchet, par exemple). Ceci implique qu'il est délicat d'extrapoler une valeur de BMP de déchet en mélange à partir de sa composition et de valeurs de BMP par catégorie issues de la littérature : il est préférable de remesurer des BMP par catégorie par prélèvement direct sur le déchet considéré.

Tableau 7 : Valeurs de potentiels biométhanogènes issues de tests BMP en laboratoire

	BMP par catégorie en Nm^3 CH_4 / t_{MS}												
	Papier			Carton		Putrescibles							
							Déchets de jardin						
	Journaux	Papier de bureau	Papier glacé	Carton ondulé	Carton d' emballage	Déchets de cuisine	Feuilles	Herbe	Branches	Bois	Textile	Textiles sanitaires	OM
Harries et al., 2001a et b (1)	127 - 167			-	-	16 - 94				28	94 - 142		85 - 125
Harries et al., 2001a (2)	93	-	-	183	209	-	-	231-255	91	14 - 158	62 - 225	249	-
SWANA, 1996	106	310	120	217	-	429	44	194	90	-	-	-	-
Barlaz et al., 1997 ; Eleazer et al., 1997	74	217	84	152	-	301	31	144	63	-	-	-	92
Owens et Chynoweth, 1993	66	293	295	243	-	-	101	165	105	-	-	-	-
Ehrig, 1991				190		105-189	33	97					
Heiss-Ziegler et Lechner, 1999	72	-	60-135	-	-	-	-	-	-	-	-	-	177

(1) Tests réalisés sur des catégories de déchets triées à partir de déchet en mélange
(2) Tests réalisés sur des catégories de déchets reconstituées (non souillées)

II.5 Caractérisation physico-hydro-mécanique

II.5.1 Masse volumique

La masse volumique ρ d'un déchet est définie comme le ratio de la quantité de masse par unité de volume, en général exprimé en masse humide (masse volumique humide, notée ρ_{MH}). Elle dépend du confinement, de la teneur en eau et de l'état de décomposition du déchet.
La méthode d'estimation la plus courante consiste à estimer une masse volumique moyenne à l'échelle globale d'un casier à partir des masses de déchet stocké et du volume total occupé par ce dernier. Pour des mesures plus ponctuelles, une méthode destructive par excavation à la pelle ou carottage peut être employée. La quantité de déchet retirée est pesée et le volume occupé est soit calculé par rapport aux dimensions de l'excavation soit mesuré par remplissage avec de l'eau, après étanchéification des parois (Olivier, 2003). Cette mesure n'est généralement envisageable qu'en surface.

II.5.2 Paramètres liés à la structure poreuse

Le déchet est une matrice poreuse, ce qui influe à la fois sur ses propriétés mécaniques et sur les écoulements de fluides. La porosité est calculée selon l'Équation 2.

Équation 2 $$\varepsilon = \frac{V_{poral}}{V_t}$$

Avec : ε : Porosité (%)
V_{Poral} : Volume des vides ou volume poral (m^3)
V_t : Volume total d'échantillon (m^3)

Plusieurs concepts de porosité peuvent être retenus, en fonction des phénomènes étudiés. Olivier (2003) en conserve trois définitions pour le déchet, telles que présentées sur la Figure 4, et qui seront explicitées dans les paragraphes suivants.

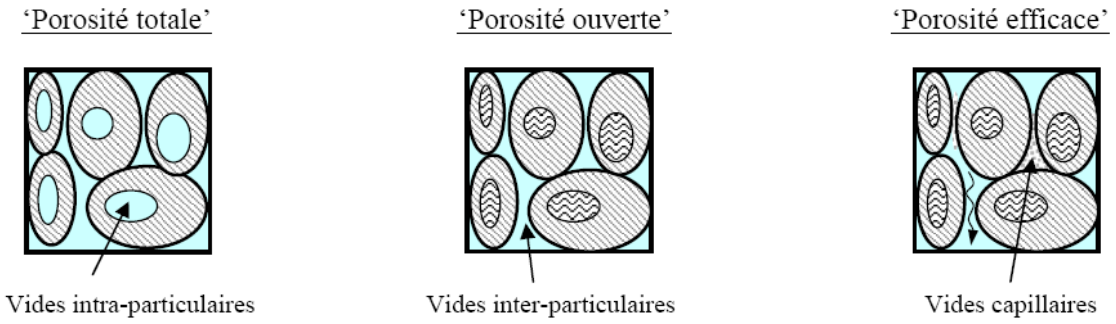


Figure 4 : Définition des différentes porosités retenues par Olivier (2003) pour le déchet

La structure poreuse du déchet est complexe, du fait principalement de sa granulométrie étalée et de son évolution dans le temps, liée à la biodégradation, qui va fractionner les éléments biodégradables, augmentant ainsi la proportion de fines. Par voie de conséquence, ceci induira une modification de la localisation de l'eau constitutive qui, d'interne aux grains, deviendra externe.

II.5.2.1 Structure poreuse

La porosité totale ε_T est définie comme le rapport des interstices au volume total de l'échantillon, vides compris. Il s'agit d'un concept indépendant de la forme et des connexions entre les pores dont seuls les volumes sont considérés ; les vides intra-particulaires sont donc comptabilisés. Cette définition présente un intérêt pour le suivi des tassements de déchets, puisqu'elle prend en compte le volume total qui pourra être comblé par réorganisation de la matière. Cependant, ceci ne comptabilise que les vides ouverts et est difficilement mesurable, du fait de l'impossibilité d'atteindre les vides intra-particulaires. La notion de porosité ouverte ε_O, formée par les seuls vides intercommunicants est alors introduite. Le volume des vides ou volume poral correspond alors uniquement au volume des vides ouverts, celui–ci étant le seul accessible à la mesure. Sa mesure peut être réalisée sur un déchet sec, à l'aide de dispositifs de mesures type pycnomètres à gaz, en utilisant une phase gazeuse plutôt qu'une phase liquide, car le gaz pénètre plus facilement les pores les plus fins (Chenu, 2007). Le principe consiste à injecter de faibles quantités d'un gaz neutre (azote par exemple), dans un échantillon de déchet de volume connu et à déterminer après équilibre de pression le volume occupé par le gaz, en utilisant la loi des gaz parfaits.

La porosité évolue en fonction de la compression appliquée sur le déchet et de la perte de masse due à la biodégradation. Stoltz et Gourc (2007) évaluent à partir d'essais de succion la distribution des pores (ouverts). La courbe de rétention permet d'obtenir le volume d'eau à l'équilibre en fonction de la pression capillaire. La formule de Laplace (Équation 3) permet de relier la pression capillaire à un diamètre de pores équivalent d_p.

Équation 3 $$P_c = 4\frac{\Gamma}{d_p}$$

Avec : Pc : Pression capillaire (Pa)
Γ : Tension superficielle du fluide ($N.m^{-1}$)
d_p : Diamètre équivalent des pores (m)

En fonction de la compression du déchet, la distribution porale évolue. Ainsi, la Figure 5 compare sur du déchet de type OM issu d'un forage, le volume des vides par diamètre de pores pour deux densités sèches. Non seulement le volume de pores total diminue, mais il y a une diminution très forte des macropores, que l'on caractérisera ici comme pores de diamètre supérieur à 200 µm, et une faible diminution des pores inférieurs à 200 µm. Ceci a permis d'introduire les notions de macro-porosité ε_{macro} et de micro-porosité ε_{micro}, respectivement très et peu sensible à la compression. Il s'agit dans le cas présent d'expériences de compression à court terme (donc sans biodégradation du déchet) ; il faut néanmoins garder à l'esprit que les porosités ε_{macro} et ε_{micro} évoluent aussi avec le temps (dégradation, fluage).

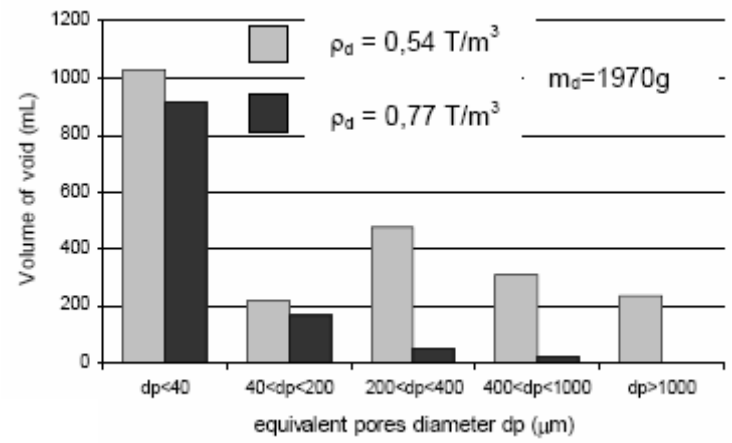


Figure 5 : Evolution du diamètre des pores en fonction de la compression (d'après Stoltz et Gourc, 2007)

Outre la porosité, qui ne prend en compte que des volumes de pores, la tortuosité et la surface spécifique peuvent qualifier une structure poreuse. La surface spécifique A_s d'une matrice, définie comme le ratio entre la surface de contact externe à la partie solide et le volume de solide, influence tous les échanges entre cette matrice et le milieu environnant. Cette notion est particulièrement importante pour le déchet, car elle conditionne le contact entre l'eau, les microorganismes et la matière organique.

La tortuosité d'un milieu, quant à elle, ($\tau = L_{écoulement} / L_{directe}$, sans unité) traduit la perturbation du processus d'écoulement d'un fluide, par rapport à la direction moyenne d'écoulement, à cause de la complexité géométrique de ce milieu, par comparaison à un environnement sans obstacles. En effet, la présence d'obstacles formés par les autres phases que celle considérée augmente le parcours moyen de chaque molécule fluide. Par conséquent, la tortuosité est un coefficient supérieur ou égal à l'unité qui pénalise les processus d'écoulement par rapport au cas d'écoulements libres. La mesure de ces coefficients de tortuosité se fait en règle générale grâce à des expériences de traçage. Kallel et al. (2004) ont obtenu, à l'aide de mesure par traçage *in situ*, des valeurs de coefficients de tortuosité compris entre 3 et 5 sur des déchets broyés (fraction < 5,6 mm).

II.5.2.2 Teneur en eau

Afin d'évaluer le comportement de la matrice déchet par rapport à l'eau, il est nécessaire de caractériser cette teneur en eau et notamment sa répartition dans le déchet. On distingue l'humidité volumique (volume d'eau contenue dans un volume de déchet), de la teneur en eau massique (masse d'eau par unité de masse de déchet sec ou humide). Le rapport volumique n'est pas employé dans cette étude où la quantité d'eau est toujours exprimée en termes de teneur en eau massique. La notion de degré de saturation en eau qui exprime la répartition volumique des phases liquides et gazeuses dans l'espace poral ($S = V_{liquide} / V_{poral}$) est toutefois utilisée, mais pose problème car le volume poral correspond au volume des vides ouverts, alors que l'eau se répartit entre les pores ouverts et les pores fermés.

En effet, l'eau est répartie dans la matrice déchet entre l'eau constitutive, interne aux éléments du déchet et l'eau de mouillage qui remplit les interstices entre les constituants du déchet. Cette eau de mouillage peut elle-même être divisée en trois sous-catégories, à savoir :

- l'eau liée, adsorbée sous forme de fines pellicules à la surface des particules de déchet, très présente par exemple autour des particules argileuses, à forte attraction physico-chimique ;

- l'eau capillaire distribuée dans les micropores, et plus particulièrement aux points de contact entre les particules. Cette eau est retenue par le phénomène de pression capillaire, propre aux milieux poreux diphasiques : la présence de pores engendre la création d'interfaces courbes entre ces deux phases. La tension interfaciale qui agit pour maintenir cette courbure engendre une légère différence de pression sur l'interface entre les phases liquides et gazeuses : c'est la pression capillaire. Cette pression capillaire est principalement fonction de la saturation S ;
- et enfin l'eau gravitaire distribuée dans les macro-pores. En régime non saturé, seule cette dernière est libre de circuler à travers le déchet.

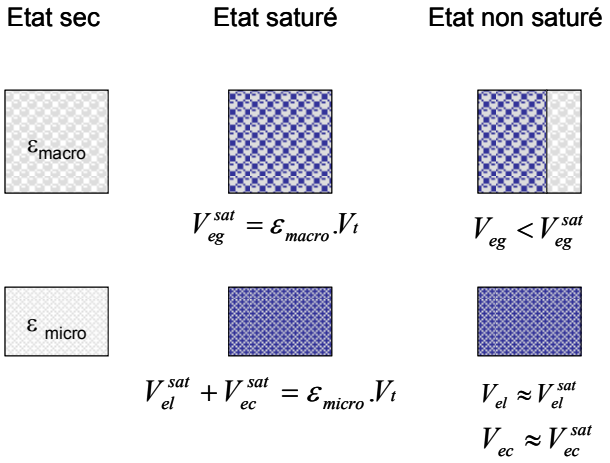


Figure 6 : Schéma de principe de la localisation de l'eau dans la matrice déchet, avec V_{eg} le volume d'eau gravitaire, V_{el} le volume d'eau liée et V_{ec} le volume d'eau capillaire, pour un volume total d'échantillon V_t

La porosité efficace ε_E (ou porosité de drainage) peut alors être introduite afin de distinguer les volumes de pores utilisables pour les écoulements. Elle est définie comme le rapport du volume d'eau gravitaire qu'un milieu poreux peut contenir en état de saturation puis libérer sous l'effet d'un drainage complet à son volume total : les vides capillaires ne sont pas pris en compte. Dans cette étude, elle sera assimilée à la macro-porosité.

Tout comme la porosité ouverte, elle peut être mesurée en laboratoire à l'aide de pycnomètres à gaz, après l'opération de drainage décrite ci-dessus (Stoltz et Gourc, 2007). D'autres auteurs (Beaven et Powrie, 1995 ; Jang et al., 2002 ; Olivier, 2003) réalisent des cycles d'imbibition (pour saturer le déchet) et de drainage (drainage gravitaire) en cellules expérimentales en mesurant le volume d'eau drainé. La différence entre le volume d'eau injecté lors de l'imbibition et le volume d'eau drainé permet d'obtenir la porosité dite « efficace » du déchet. Dans la plupart des cas cependant, même si l'imbibition est très lente, des poches de gaz peuvent rester piégées par capillarité dans le milieu, dans la micro-porosité, mais aussi peut-être dans la macro-porosité, ce qui sous-estime le volume injecté par rapport au volume réellement injectable. Stoltz et Gourc (2007) ont montré qu'une mise en pression de l'eau lors de la mesure permettait une dissolution du gaz et une minimisation de ce problème.

Sur site, une mesure de la porosité de drainage peut être estimée en fond de casier au niveau de la zone saturée en pompant un volume de lixiviat connu et en mesurant la différence de niveau de lixiviat de la zone saturée (Beaven et Knox, 1999).

Par la suite, sauf remarque particulière, la porosité ouverte ε_O sera considérée comme équivalente à la porosité efficace (ce qui suppose une micro porosité négligeable), et sera notée ε.

Outre l'eau gravitaire, potentiellement mobilisable, il est utile de connaître la masse maximale théorique d'eau que le déchet peut piéger sans relarguage gravitaire. La notion de capacité de rétention (ou capacité au champ) dérive de la science des sols. Elle est définie comme le taux d'humidité résiduel d'un sol initialement saturé, après écoulement libre. Elle correspond approximativement à la micro-porosité. Il n'existe cependant pas de procédure normalisée pour réaliser cette mesure pour du déchet. Ainsi, Jang et al. (2002) la définissent d'une part comme la teneur en eau résiduelle après une période de drainage gravitaire prolongée, sans préciser la durée de cette période, et d'autre part comme la teneur en eau à la pression capillaire de 33 Pa. Par ailleurs, certains auteurs réalisent la saturation du déchet en l'aspergeant d'eau (Koda et Zakowicz, 1998) ; d'autres réalisent des cycles d'imbibition-drainage (Powrie et Beaven, 1999 ; Zornberg et al., 1999 ; Olivier, 2003). Il semble cependant que la technique de mouillage du déchet (temps de contact et mode de contact entre l'eau et la matrice déchet) influe sur la quantité d'eau retenue. La capacité de rétention n'est pas une valeur intrinsèque pour un déchet donné. Elle dépend en effet également de la contrainte appliquée, qui modifie la structure poreuse. La plupart des dispositifs expérimentaux (Powrie et al., 2000 ; Olivier, 2003 ; Stoltz et Gourc, 2007) sont donc conçus pour simuler une compression du déchet. Ces auteurs concluent que la capacité de rétention d'un déchet diminue avec la charge appliquée.

Ainsi, Powrie et al. (2000) tracent à partir d'essais d'imbibition-drainage en cellule de 6 m^3, l'évolution de la capacité de rétention d'un déchet de type OM en fonction de la charge appliquée (Figure 7) : elle diminue de 101 $\%_{MS}$ sous une contrainte de 34 kPa à 75 $\%_{MS}$ pour une contrainte de 200 kPa. La capacité d'absorption théorique d'un déchet ayant une teneur en eau initiale de 51 $\%_{MS}$, sans contrainte, peut donc être estimée à 0,5 l d'eau par kg_{MS} (passage d'une teneur en eau de 51 à 101 $\%_{MS}$) sous une contrainte de 34 kPa contre 0,24 l d'eau par kg_{MS} seulement (passage d'une teneur en eau de 51 à 75 $\%_{MS}$) sous 200 kPa.

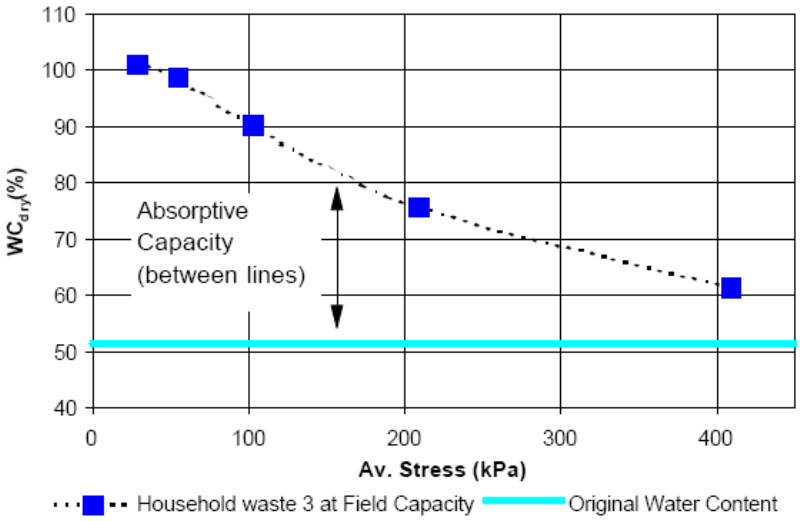


Figure 7 : Evolution de la capacité de rétention d'un déchet en fonction de la contrainte (Powrie et al., 2000)

II.5.2.3 Ecoulements de fluides par advection

Les écoulements au sein d'une ISDND ont lieu principalement en milieu non saturé (excepté en fond de casier où une zone de saturation peut apparaître). Dans ces conditions, la pression capillaire peut exercer des pressions négatives, ce qui conduit à attirer les flux de liquide vers d'autres directions que celle privilégiée par la force gravitaire. Localement, l'eau aura donc un cheminement complexe, à la fois vertical et horizontal.

Initialement décrits séparément, les transferts de gaz et de liquide au sein des ISDND tendent à être modélisés de manière couplée afin de prendre en compte les interactions entre les différentes phases mobiles. Les équations de conservation de la masse et de quantité de mouvement (loi de Darcy généralisée) sont alors utilisées pour décrire les écoulements. Les écoulements en ISDND s'effectuant majoritairement en régime laminaire, l'application de la loi de Darcy est justifiée (Chenu, 2007).

La loi de Darcy décrit une vitesse d'écoulement globale, correspondant à un débit unitaire par unité de section. Cette loi permet de définir le concept de perméabilité intrinsèque (exprimée en m^2). L'élément de déchet est alors traité comme un milieu globalement uniforme. Tout au plus, le caractère anisotrope du déchet peut être pris en compte en exprimant la vitesse d'écoulement non plus comme un scalaire (1D) mais comme un tenseur (2D) (Bellenfant, 2001). La loi de Darcy est par ailleurs valable uniquement en milieu saturé, elle n'est donc pas adaptée pour décrire les écoulements diphasiques en milieu poreux.

Plusieurs travaux (Whitaker, 1986 ; Lasseux et al., 1996 ; Wang, 2000) introduisent alors la loi de Darcy généralisée qui prend en compte un coefficient de perméabilité relatif d'une phase mobile i, compris entre 0 et 1, pondérant la perméabilité intrinsèque, ce qui permet de pénaliser les vitesses d'écoulement de la phase considérée en fonction du volume qu'occupe l'autre phase au sein de l'espace poral (Équation 4).

Équation 4 $$\overline{\overline{k_i}} = \overline{\overline{k}} \times k_{ri}$$

Avec : $\overline{\overline{k}}$: Tenseur de perméabilité intrinsèque du matériau poreux (m^2)

$\overline{\overline{k_i}}$: Tenseur de perméabilité de la phase mobile i (m^2)

k_{ri} : Coefficient de perméabilité relative de la phase i, avec l'indice W pour la phase liquide et G pour la phase gazeuse

Ces travaux introduisent également un terme de couplage visqueux entre les deux phases mobiles, qui sont cependant souvent négligeables et difficiles à déterminer expérimentalement. Chenu (2007) simplifie donc la loi de Darcy généralisée en supprimant ces termes de couplages visqueux (Équation 5).

Équation 5 $$\vec{V}_i = \left(-\frac{\overline{\overline{k_i}}}{\eta_i} \cdot \left(\vec{\nabla} P_i - \rho_i \vec{g} \right) \right)$$

Avec : i : Phase mobile considérée ($_G$ pour gaz et $_W$ pour liquide)

$\vec{V}_i$: Tenseur de vitesse de la phase mobile i ($m.s^{-1}$)

P_i : Pression partielle de la phase mobile i (Pa)

η_i : Viscosité de la phase mobile i ($kg.m^{-1}.s^{-1}$)

$\vec{g}$: Vecteur accélération de la pesanteur ($m.s^{-2}$)

La loi de conservation de la masse, couplée à la précédente loi de Darcy permet de modéliser les écoulements au sein d'un élément de volume. L'Équation 6 et l'Équation 7 décrivent respectivement les équations de continuité des phases gazeuse et liquide.

Équation 6 $$\varepsilon(1-S)\frac{\partial \rho_G}{\partial t} + \nabla \rho_G \vec{V}_G = \sum_j R_j$$

Équation 7 $$\frac{\partial \varepsilon S \rho_W}{\partial t} + \nabla \rho_W \vec{V}_W = \sum_j R_j$$

Avec : ε : Porosité (%)
S : Saturation en phase liquide du milieu
ρ_i : Masse volumique de la phase i ($t.m^{-3}$), avec l'indice W pour la phase liquide et G pour la phase gazeuse
t : Temps (s)
R_j : Taux de réaction moyen ($kg.m^{-3}.s^{-1}$ de déchet)
$\vec{V}_i$: Tenseur de vitesse de la phase mobile i ($m.s^{-1}$)

Estimation des coefficients de perméabilité relative

Les coefficients de perméabilité relative sont jusqu'à présent déterminés de manière empirique, à partir d'équations développées historiquement dans le domaine du sol. Plusieurs corrélations existent dans la littérature permettant de relier ces coefficients au taux de saturation S. L'approche simplifiée de Brooks et Corey (1964) est présentée ici (Équation 8 et Équation 9, d'après Chenu, 2007).

Équation 8 $$k_{rW} = (S_e)^{nW}$$

Équation 9 $$k_{rG} = (1 - S_e)^{nG}$$

Avec : k_{rG} : Coefficient de perméabilité relative de la phase gazeuse
k_{rW} : Coefficient de perméabilité relative de la phase liquide
n_W et n_G : Paramètres de Brooks et Corey (1964) qui doivent être déterminés expérimentalement
S_e : Saturation efficace en liquide définie par l'Équation 10.

Équation 10 $$S_e = \frac{S - S_{rG}}{S_m - S_{rW}}$$

Avec : S_{rW} : Saturation irréductible en liquide
$1 - S_m = S_{rG}$: Saturation irréductible en gaz

La signification de ces saturations irréductibles est néanmoins difficile à appréhender. Elles correspondraient aux micro-pores non accessibles en écoulement. La Figure 8 représente, pour une porosité fixée, les perméabilités relatives en fonction de la saturation en eau et en gaz. Pour un déchet, ces diagrammes type évoluent cependant avec la modification de structure (porosité) du matériau due à la dégradation et au fluage sous compression.

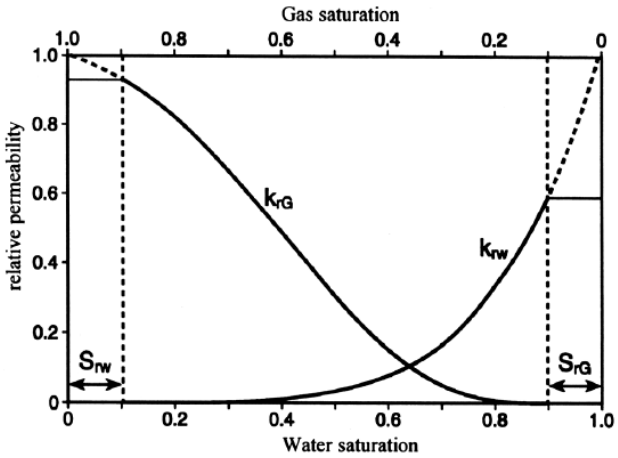


Figure 8 : Représentation des perméabilités relatives en fonction de la saturation en eau et en gaz, (d'après Warrick, 2001)

La détermination expérimentale des coefficients de perméabilité relative par ailleurs est complexe, puisqu'elle nécessite d'une part d'avoir préalablement déterminé la perméabilité intrinsèque du milieu (saturé ou sec) ainsi que la courbe de pression capillaire, et d'autre part de réaliser des expériences d'injection des deux fluides dans le milieu et d'être capable de mesurer localement la teneur en liquide. Dans le cas des déchets ménagers, peu de dispositifs de mesure de teneur en eau non destructifs sont fiables.

Détermination expérimentale de la perméabilité intrinsèque

Le tenseur $\overline{\overline{k}}$ est par définition une valeur intrinsèque au milieu poreux, indépendante de sa teneur en eau et du fluide considéré. Dans le cas d'un empilement de particules qui constituent un milieu granulaire (macro-poreux), le modèle le plus utilisé pour déterminer la perméabilité est le modèle capillaire de Carman-Kozeny. Plusieurs expressions de la perméabilité de Carman-Kozeny k_{CK} peuvent être établies ; Oxarango (2004) présente une relation, où la perméabilité est définie comme fonction de la porosité, de la surface spécifique, de la tortuosité et du frottement visqueux (Équation 11).

Équation 11 $$k_{CK} = \frac{\varepsilon^3}{\kappa(1-\varepsilon)^2 A_s^{\,2}}$$

Avec : k_{CK} : Perméabilité intrinsèque de Carman-Kozeny (m^2)
A_s : Surface spécifique (m^2)
ε : Porosité du milieu (%)
κ : Paramètre regroupant les effets de tortuosité et le coefficient de frottement visqueux (m^{-6})

Une estimation de la perméabilité intrinsèque peut être effectuée expérimentalement en cas d'écoulement monophasique, i.e. soit à saturation en liquide (k_{rW} = 1) soit dans un milieu sec (k_{rG} = 1), en considérant l'écoulement homogène et unidirectionnel.

Ces mesures peuvent être réalisées en laboratoire à l'aide d'une cellule appelée perméamètre (souvent une cuve cylindrique) dans laquelle du déchet est placé à saturation en liquide ou en gaz, avant de le soumettre à un débit de liquide ou de gaz (selon le cas) unidirectionnel. La différence de pression entre l'entrée et la sortie de l'échantillon est alors mesurée. En fonction de la direction du débit de fluide appliqué par rapport à la verticale, les perméabilités horizontale ou verticale peuvent être déterminées. La plupart des cellules verticales utilisées peuvent simuler une surcharge du déchet, afin d'estimer l'évolution de la perméabilité en fonction de la charge appliquée sur l'échantillon de déchet.
La taille des cellules utilisées varie selon les auteurs et détermine la granulométrie maximale du déchet pouvant être testé. Ainsi, alors que Powrie et al. (2000) utilisent une cellule de compression de 2 m de diamètre par 3 m de hauteur pour la mesure de déchet brut, Jang et al. (2002), qui travaillent avec une cellule 7,2 cm de diamètre par 12 cm de hauteur, ne peuvent tester que du déchet broyé finement. Durmusoglu et al. (2005 et 2006) étudient le transfert d'échelle entre des résultats obtenus dans des cellules de grandes et de petites dimensions. Ils observent des valeurs de perméabilité plus importantes dans des cellules de petite taille mais constatent qu'il n'existe pas de relation linéaire entre les valeurs de perméabilité obtenues dans les petits et dans les grands pilotes de laboratoire. Les variations observées sont expliquées par des différences de géométrie des pores, dues à des mises en place du déchet non similaires.

Dans la plupart des cas (Powrie et al., 2000 ; Jang et al., 2002 ; Durmusoglu et al., 2005), les tests étant réalisés en milieu saturé en liquide, la notion de perméabilité intrinsèque (k en m^2)

est remplacée par celle de conductivité hydraulique (K en $m.s^{-1}$). Il s'agit en fait d'un paramètre faisant intervenir les propriétés physiques du milieu et du fluide étudié. L'Équation 12 exprime la relation liant la perméabilité intrinsèque à la conductivité hydraulique. Cette relation est utilisable pour un fluide (liquide ou gaz) quelconque.

Équation 12 $$K = \frac{k\rho g}{\eta}$$

Avec : k : perméabilité intrinsèque (m^2)
K : conductivité hydraulique ($m.s^{-1}$)
ρ : masse volumique du fluide ($kg.m^{-3}$)
η : viscosité dynamique du fluide (Pa.s)

II.5.2.4 Diffusion des gaz

Beaucoup de facteurs et de processus affectent la migration des fluides dans les milieux poreux. Dans la matrice déchet, les processus qui régissent le transport de gaz sont : la diffusion, l'advection, la dilution et la dissolution du biogaz dans l'eau, la sorption par les particules de déchet et l'oxydation du méthane (Christophersen et Kjeldsen, 2001). Cependant, les mécanismes prédominants dans les ISDND sont la diffusion et la convection, avec une part plus importante pour la diffusion bien que des variations de température puissent être observées (Aguilar-Juarez, 2000). Il est cependant important de noter que ce transport du gaz dans le déchet peut être influencé, et notamment en surface, comme dans le cas d'une interface air/sol, par le vent, des différences de densité de gaz, les infiltrations, et subir des phénomènes de convection induits par les fluctuations de température et de pressions de l'air ou barométriques (Hutchinson et Livingston, 2002 : Healy et al., 1996).

La diffusion est un transfert de gaz lié à un gradient de pression partielle ou de concentration ; elle est décrite par la loi de Fick. Cette diffusion est affectée par la structure du système (tortuosité et taille des pores) et les conditions environnementales (température, humidité, composition du gaz) (Aguilar-Juarez, 2000).

Différentes formulations du coefficient de diffusion existent, la plupart basées sur une approche empirique. Ces différentes formulations traduisent la dépendance du coefficient de diffusion à plusieurs paramètres, tels que la température, la pression, la porosité, la tortuosité ou même la polarité des gaz constituant le mélange.

II.5.3 Paramètres thermiques

Le déchet possède également des propriétés thermiques qui influent sur le transport de chaleur dans les ISDND : la capacité thermique (Cp, en $J.K^{-1}.m^{-3}$) et la conductivité thermique (λ, en $J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$) (Aguilar-Juarez, 2000).

Dans un milieu poreux insaturé, la capacité thermique volumique équivalente (à pression constante) est définie comme étant la moyenne, pondérée par les fractions volumiques, des capacités calorifiques de chacune des trois phases (solide, gazeuse et liquide) (Lanini, 1998). La conductivité thermique équivalente dépend également de la conductivité thermique de chacune des phases en présence et de leur fraction volumique, mais il n'existe pas de relation mathématique pour un modèle triphasique.

Des mesures expérimentales de la conductivité thermique et de la diffusivité thermique ($a = \lambda/(\rho Cp)$), peuvent être réalisées à l'aide d'une sonde à choc thermique. Cette méthode, qui

possède une faible précision, permet toutefois d'obtenir un ordre de grandeur de ces grandeurs. Lanini (1998) a obtenu, pour 23 échantillons de déchets prélevés dans un casier d'ISDND, des valeurs moyennes de conductivité thermique et de capacité calorifique de respectivement 0,09 $J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$ et $0,6.10^6$ $J.m^{-3}.K^{-1}$.

II.5.4 Résistivité électrique

La résistivité électrique ξ caractérise la capacité d'un terrain à s'opposer au passage d'un courant électrique ; elle s'exprime en Ω.m. Son inverse est la conductivité électrique c_E, exprimée usuellement en $\mu S.cm^{-1}$ pour les solutions aqueuses. Les deux grandeurs sont liées par l'Équation 13.

Équation 13 $$\xi = \frac{10000}{c_E}$$

La valeur de la résistivité d'un matériau dépend de différents facteurs. Pour un milieu non saturé, les principaux sont : la teneur en eau, la porosité, la température, la tortuosité, la granulométrie, et la teneur en argile. Ceux-ci sont largement décrits dans la littérature (McNeill, 1980 ; Ward, 1990, Keller, 1991). Plus récemment, Grellier (2005) décrit ces relations en liaison avec ses études sur les déchets, et s'intéresse principalement à la dépendance vis-à-vis de la teneur en eau. Des relations reliant la résistivité électrique et la teneur en eau ont été établies pour des sols. Du fait de la complexité du matériau déchet, aucune relation n'a encore été proposée pour les déchets en général ou pour un type de déchets donné. Cependant, les études récentes de Grellier (2005) et Grellier et al. (2006) revisitent la loi d'Archie (Archie, 1942) sur des échantillons de déchets et concluent que cette loi peut être considérée applicable.

Cette d'Archie initialement établie pour des roches saturées en eau, exprime la dépendance de la résistivité d'un sol par rapport à la porosité, à la résistivité de l'eau d'imbibition et au type de distribution du milieu. Dans le cas d'une roche non saturée, cette relation peut s'écrire selon l'Équation 14 et l'Équation 15.

Équation 14 $$\xi = a\frac{\xi_w \varepsilon_O^{-m}}{S_w^{\ n}}$$

Équation 15 $$F = \frac{\xi}{\xi_w} = \frac{a}{\varepsilon_O^{\ m}}$$

Avec : ξ : Résistivité du milieu (Ω.m)
ξ_w : Résistivité de l'eau d'imbibition (Ω.m)
F : Facteur de formation (sans dimension)
S : Saturation du milieu (%)
$n \approx 2$ en général : Exposant de saturation (sans dimension)
$m \approx 2$ en général : Facteur de cimentation, traduisant l'effet de la forme des particules (sans dimension)
$a \approx 1$ en général : Coefficient de saturation (sans dimension)
ε_O : Porosité ouverte (%)

La mesure de résistivité milieu en général et d'un déchet en particulier peut être mesurée par plusieurs méthodes géophysiques s'appuyant sur la diffusion de courants électriques dans le milieu. Ces courants peuvent être produits soient directement par l'intermédiaire d'électrodes plantées dans le sol, soit indirectement par induction. La mesure la plus connue est celle qui utilise un courant continu (ou pseudo-continu sous forme de créneaux) injecté dans le sol entre deux électrodes et en mesurant la différence de potentiel ainsi créée entre deux autres

électrodes. La qualité de cette mesure est dépendante de la qualité du contact entre le milieu et les électrodes.
Le principe de la méthode électrique utilisée dans cette étude est décrit plus en détail dans la partie Matériel et Méthodes du chapitre C.

Les différents paramètres définissant le déchet constituent un ensemble varié, ce qui implique de faire appel à plusieurs disciplines. Il s'agit en effet d'une matrice complexe, à la fois hétérogène, bioévolutive et dont les propriétés physico-hydro-mécaniques dépendent des conditions de mise en œuvre.
La plupart des techniques de caractérisation existantes sont conçues pour l'échelle laboratoire. Cependant, le problème de transfert d'échelle peut être soulevé : les opérations de prélèvement et d'échantillonnage du déchet entrainent une destructuration de la matrice poreuse, et la détermination de paramètres hydriques et mécaniques, peut en être faussée. De même, les tests de biodégradabilité du déchet réalisés à l'échelle batch ou en pilotes, indispensables pour la compréhension des phénomènes en jeu, ne peuvent néanmoins pas recréer la complexité des conditions de stockage (en termes de cinétique de biodégradation, notamment). Ce constat implique de réaliser au moins une partie des tests de caractérisation à grande échelle, préférentiellement à l'échelle d'un casier d'ISDND, puisque les conditions de mise en œuvre du déchet dépendent du mode de stockage.
Les différents modes de stockage existants doivent de ce fait être connus ; ils sont présentés dans les paragraphes suivants.

III Le stockage en ISDND conventionnelle

Les évolutions réglementaires successives ont entraîné la disparition des décharges sauvages pour laisser place à des installations de stockage où les effluents liquides et gazeux sont gérés dans un cadre réglementaire strict, afin de limiter leur émission dans le milieu environnant. Ainsi, les ISDND modernes doivent répondre à des standards précis concernant leur construction, leur mode d'exploitation, le suivi de la post-exploitation et la réhabilitation du site.

III.1 Construction d'une ISDND

Le choix d'un site pour recevoir une ISDND dépend de critères à la fois géographiques (plus de 200 mètres de toute zone habitée, mais proximité des zones de production des déchets, accessibilité au site) et géologiques (perméabilité du sous-sol suffisamment faible pour assurer la prévention de la pollution des sols et des eaux sous-terraines, aptitude du sous-sol à garantir la stabilité mécanique des déchets) (Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 ; Directive Européenne n°99/31/CE).

Afin de faciliter l'exploitation, le site est généralement divisé en casiers de stockage (Figure ***9***), qui peuvent être eux-mêmes subdivisés en alvéoles. La capacité, la géométrie des casiers ainsi que la hauteur des déchets sont déterminées de façon à limiter les impacts environnementaux.

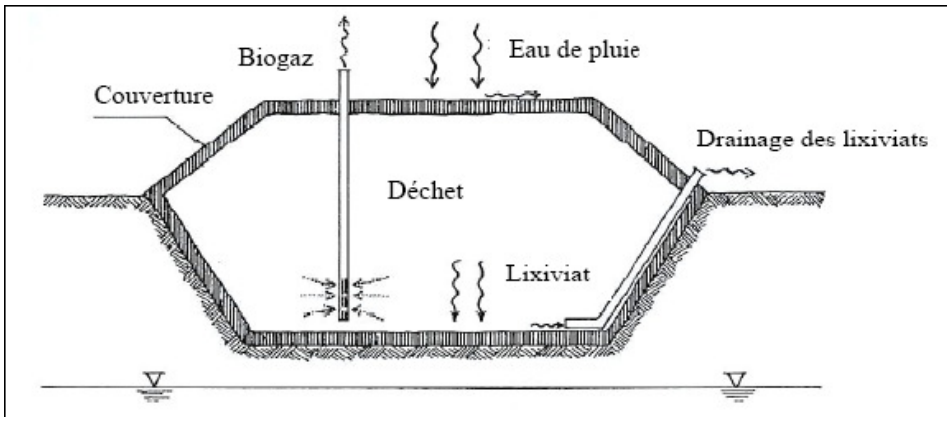


Figure 9 : Casier de stockage d'une ISDND (Del Greco et Oggery, 1993)

Les casiers sont composés d'un système de double étanchéité en fond et sur les flancs : outre la barrière de sécurité passive, réalisée à partir du sous-sol du site ou reconstituée à partir de matériaux possédant les propriétés de perméabilité requises, le fond d'une ISDND doit comprendre une barrière d'étanchéité active, qui permet de rendre le casier hydrauliquement indépendant, et évite de solliciter la barrière passive.
Par ailleurs, dès qu'un casier est comblé ou bien à la fermeture du site, une couverture est mise en place en surface afin d'isoler la masse de déchets de l'environnement extérieur. Elle doit résister aux phénomènes d'érosion, d'abrasion, interdire les intrusions animales, conserver son intégrité et rétablir l'esthétique du site (ADEME, 1999b). Les couvertures sont composées de plusieurs couches ayant une fonction bien définie (étanchéité, drainage, protection, support de végétation, etc.). La réglementation prévoit la mise en place d'une couche semi-perméable pour des déchets bio-évolutifs, cependant la pose d'une couverture étanche peut être envisagée afin de confiner au mieux les effluents produits. Elle a néanmoins pour incidence de rendre quasi-nulles les infiltrations d'eau et de conduire à un desséchement des déchets : c'est le principe de la tombe sèche.

Véritables milieux confinés, les casiers d'ISDND sont toutefois des systèmes réactifs, susceptibles de produire des effluents liquides et gazeux :
- Les effluents liquides, appelés lixiviats, sont issus de la percolation des précipitations ou de l'eau constitutive des déchets à travers le massif de la décharge. La charge hydraulique en fond de casier doit être maintenue à une valeur inférieure à 30 cm de hauteur. Pour cela, les lixiviats doivent être drainés, et collectés au fur et à mesure de leur production : une couche drainante, composée d'un matériau drainant et de drains perforés collecteurs de lixiviats est positionnée à cet effet en fond de casier. La qualité chimique et microbiologique des lixiviats dépend de la composition du déchet et évolue au cours de la dégradation des déchets. Leur charge organique et la présence de nombreux polluants inorganiques imposent de traiter les lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel (Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 ; Directive Européenne n°99/31/CE).
- Les effluents gazeux, appelés biogaz, sont issus de la dégradation biologique des déchets. Afin de protéger l'environnement des nuisances olfactives et des gaz à effet de serre et de garantir la sécurité du site, les réglementations européennes et françaises imposent la collecte et le traitement du biogaz (Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 ; Directive Européenne n°99/31/CE). Les casiers doivent donc être équipés d'un système de drainage et de collecte du biogaz au plus tard un an après leur remplissage. Ils sont composés d'un réseau de drains horizontaux et/ou verticaux, qui peuvent être installés à l'avancement ou à la fermeture du casier. Ces drains sont mis en dépression par un système d'extraction (dégazage actif) puis

acheminés vers des collecteurs jusqu'à un dispositif d'élimination (torchères) ou de valorisation.

III.2 Mode de remplissage d'une ISDND conventionnelle

Il n'existe pas de méthode normalisée pour le remplissage de casiers de stockage de déchets. Les modes de mise en place actuels font partie du savoir-faire de l'exploitant et varient non seulement d'un pays à l'autre, mais également entre deux exploitants ou même entre deux ISDND. Des règles générales concernant les pratiques actuelles peuvent néanmoins être dressées :

- Il ne peut être exploité qu'un casier ou qu'une alvéole à la fois par catégorie de déchet. La surface exploitable quotidiennement est définie par l'arrêté local, de manière à réduire la part de déchets à l'air libre. Cette surface, couplée au tonnage reçu chaque jour sur site, détermine la vitesse de recouvrement du déchet par les couches ultérieures.

- Les déchets sont déposés en couches successives sur la surface en exploitation. L'épaisseur des couches est variable : aux USA par exemple, la pratique courante est de positionner des couches par paliers de 2 à 3 m (Warith et al., 2005) ; en France, en moyenne entre 1 et 2,5 m par le passé contre 30 à 60 cm aujourd'hui (Olivier, 2003). En fonction de cette épaisseur, la mise en place s'effectue soit de manière horizontale (couches fines) soit « en peau d'oignons » (couches épaisses), comme indiqué sur la Figure 10.

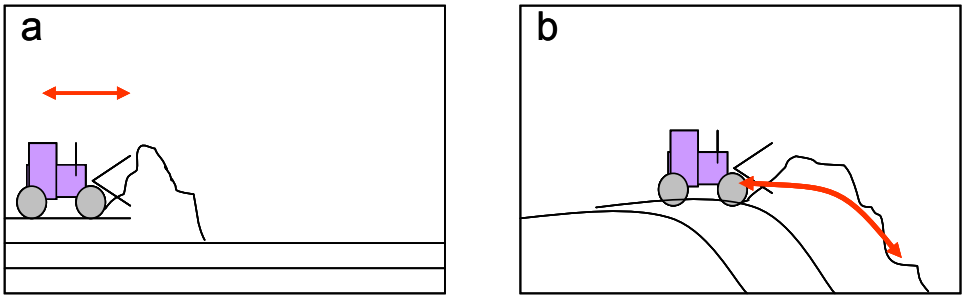


Figure 10 : Représentation schématique de la mise en place de couches de déchets successives, suivant la méthode des couches fines (figure 2a) ou la méthode en peau d'oignon (figure 2b).

- Les couches de déchet sont compactées au fur et à mesure, à l'aide d'engins munis de roues à bandages spéciaux. Le compactage consiste d'une part à faire passer le déchet d'un état foisonné à un état dense, et d'autre part à préparer le déchet par trituration et homogénéisation. Différents types de compacteurs existent (de marque, poids surfacique et équipement variables), ainsi que différentes pratiques opérationnelles. L'intensité et l'efficacité réelle du compactage ne sont pas estimables *a priori*, car une partie de l'énergie est dissipée par des déformations élastiques dues à la présence de matières plastiques et de déchets végétaux (Massacci et al., 1993). Ainsi, il est difficile de définir des pratiques généralisables à un grand nombre de sites (poids du compacteur, nombre de passes, épaisseur des couches avant compaction), puisqu'elles dépendent du type de déchet et des conditions d'exploitation.
  Le poids surfacique du compacteur et le nombre de passes* effectuées (définies comme un passage de l'engin sur une même bande de déchets) auront tendance a plutôt agir sur le taux de compaction du déchet (exprimé en t_{MH} de déchet.m^{-3}), qui est équivalent à la masse volumique humide initiale du déchet.

Le type de dentition utilisé aura, lui, un impact surtout sur la préparation du déchet : il permet l'ouverture des sacs, la trituration des déchets, la réduction de la granulométrie et une bonne interpénétration des couches successives. Deux principaux types d'équipement existent pour les roues : les pieds de moutons, principalement utilisés pour du déchet de type OM et les couteaux, qui ont plus une fonction de déchiquetage et sont utilisés plutôt pour du DIB (Olivier, 2003).
La pratique actuelle vise généralement à compacter au maximum le déchet lors de sa mise en place dans le casier. Ceci est justifié par le gain de vide de fouille associé, dans un contexte où les coûts de construction sont élevés, et par la stabilisation mécanique du massif qui en découle. L'optimum actuel de nombre de passes est alors défini par le rapport entre le coût d'exploitation (augmentation de la consommation d'énergie avec la durée d'utilisation du compacteur) et l'efficacité de compaction. Ainsi, Oweis et Khera (1990) ont distingué pour un déchet donné un optimum de 4 à 5 passes, la masse volumique du déchet n'augmentant que de 5 % par passe supplémentaire après 5 passes (Figure 11).

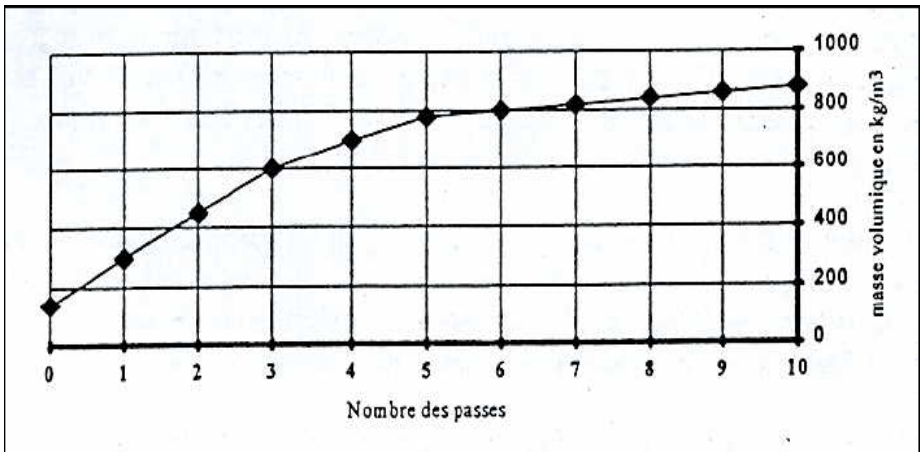


Figure 11 : Evolution de la masse volumique du déchet en fonction du nombre de passes du compacteur (Oweis et Khera, 1990)

Marques et al. (1998) ont testé l'impact du nombre de passes (4, 6 ou 8), de l'épaisseur des couches (0,4 m, 0,6 m ou 0,8 m) et du type d'engin utilisé (compacteur Caterpillar 816 F de 28 tonnes et bouteur D6D de 14,7 tonnes) sur la densité du déchet en place. Le déchet testé était composé de 51 % de matières putrescibles, de 14 % de plastiques, de 8 % de carton, de 6 % de papier, et de 21 % d'un mélange textile, bois et ferraille. La détermination du poids volumique après compactage a été réalisée au moyen d'excavations manuelles d'1 m^3 environ. Le poids volumique initial du déchet (non compacté) était compris entre 3,6 et 6,6 kN/m^3 ; ces fortes dispersions sont justifiées par l'hétérogénéité du déchet.

Tableau 8 : Résultats des expérimentations de Marques et al. (1998) : évolution du poids volumique (en $kN.m^{-3}$) en fonction de l'épaisseur de couches et du nombre de passes

Nombre de passes	Caterpillar 816 F (28 tonnes)			Bouteur D6D (14,7 tonnes)		
	0,4 m	0,6 m	0,8 m	0,4 m	0,6 m	0,8 m
4	7,0	8,4	9,4	8,3	7,1	7,8
6	8,1	8,4	9,4	8,4	8,4	9,2
8	7,5	8,9	9,0	9,2	7,9	7,3

Les résultats, présentés dans le Tableau 8, mettent en évidence qu'après 6 passes le poids volumique a tendance à diminuer. Ceci peut être dû à une déstructuration de la

couche de déchets en place par le passage répété de l'engin. Cependant les variations observées sont comprises dans l'ordre de grandeur des variations de poids volumique du déchet non compacté, et il semble difficile de conclure.

- La mise en place du déchet inclut par ailleurs un certain nombre de pratiques empiriques, liées aux contraintes opérationnelles et difficilement généralisables (mélange des éléments grossiers avec les éléments fins, mélange des déchets humides et visqueux avec du déchet plus sec). A notre connaissance, aucun suivi n'est mis en place de manière systématique pour cela, et cette technique est largement tributaire de l'appréciation du conducteur d'engin.

- Certaines réglementations (aux USA ou en Australie par exemple) imposent la mise en place de couvertures journalières sur la zone d'exploitation. Ce n'est pas le cas en France de manière généralisée, mais certains arrêtés d'exploitation peuvent l'exiger. Ces couvertures ont pour but de limiter les infiltrations, les envols et les nuisances (odeurs, insectes, nuisances visuelles…). Il s'agit en général de sol semi-perméable, mais des matériaux considérés comme du déchet peuvent être utilisés (Résidu de Broyat Automobile, par exemple). Cette couverture journalière, si elle n'est pas scarifiée, peut créer des hétérogénéités de perméabilité dans le massif de déchets.

III.3 La biodégradation des déchets enfouis en ISDND

Au sein d'un casier de stockage, les deux modes de dégradation aérobie et anaérobie se succèdent, leurs durées et impacts sur la biodégradation du déchet étant fonction des conditions opérationnelles.

III.3.1 Etape aérobie

Lors de la phase de remplissage des casiers de stockage, qui s'effectue à ciel ouvert, le déchet est directement en contact avec l'oxygène de l'air et soumis aux conditions climatiques (précipitations, température extérieure). Une dégradation aérobie a alors lieu, qui conduit dans un premier temps à l'hydrolyse des composés les plus facilement dégradables et à la minéralisation des produits de l'hydrolyse en CO_2 et H_2O (Tanaka et al., 1986). Ceci présente l'intérêt de limiter le risque d'accumulation d'AGV qui pourrait nuire à la mise en place ultérieure de la méthanogenèse (Barlaz et al., 1989). Par ailleurs, la réaction aérobie étant exothermique, elle s'accompagne d'une augmentation de la température du massif de déchet, qui peut atteindre 80 °C (Aran, 2001). La température va ensuite se stabiliser autour de 30 à 40 °C (Lanini et al., 1997), température propice à la croissance des populations microbiennes anaérobies. D'après Aguilar-Juarez (2000), entre 5 et 15 % de la matière organique est consommée au cours de cette phase.
Lanini (1998) a montré que l'oxygène de l'air ambiant pénètre naturellement par diffusion dans les déchets de surface non recouverts. Cet apport entretient les réactions aérobies de dégradation, mais décroît rapidement avec la profondeur : ces travaux, à l'échelle du site, ont montré que la présence d'O_2 est limitée à une couche superficielle de 75 cm. L'accessibilité à l'oxygène, est généralement courte (de une à quelques semaines), et est fonction du mode de remplissage du casier (Aguilar-Juarez, 2000) :

- l'action du compacteur affecte la diffusion de l'oxygène dans le déchet en jouant à la fois sur la densité de mise en place et le broyage/aération grâce à ses dents ;
- l'épaisseur des couches mises en place et leur fréquence de dépôt (qui dépendent de la configuration des alvéoles et du tonnage entrant journalier) fixent le temps de contact

avec l'atmosphère et limitent progressivement l'apport d'oxygène dans les couches inférieures ;

- la mise en place de couvertures journalières limite ou empêche l'accès à l'oxygène, en fonction du type de couverture mise en place.

L'étape de remplissage du casier, bien que courte à l'échelle de temps de l'ISDND, peut donc avoir un impact significatif sur les phases ultérieures de biodégradation.

III.3.2 Etape anaérobie

Le recouvrement des couches inférieures par les couches successives de déchet limite l'accès à l'oxygène, et les couches profondes évoluent peu à peu vers des conditions anaérobies. En effet, l'oxygène résiduel piégé dans les couches inférieures se raréfie puisqu'il est consommé par les microorganismes aérobies et remplacé par le biogaz produit (Lefebvre et al., 2000).
Les étapes successives de dégradation du déchet dans une ISDND ainsi que l'évolution du biogaz associée sont présentées dans la Figure 12. L'échelle des temps n'est qu'indicative, puisque la durée de chaque phase dépend de nombreux paramètres (dont le mode de remplissage) et varie d'un site à l'autre. Le suivi de la composition du biogaz permet d'évaluer à quelle étape de dégradation se situe le massif de déchets. Ainsi, la présence de dihydrogène est un indicateur du début du processus anaérobie (acidogenèse). Il est peu à peu remplacé par du méthane, lors de l'acétogenèse. En méthanogenèse stable, le ratio CH_4/CO_2 est de 60 % / 40 %, tant qu'il n'y a pas d'entrées d'air dans le casier. Puis, ce ratio diminue lors de la phase de maturation-stabilisation ; en conditions conventionnelles de stockage, on parle de plusieurs dizaines d'années pour atteindre cette phase.

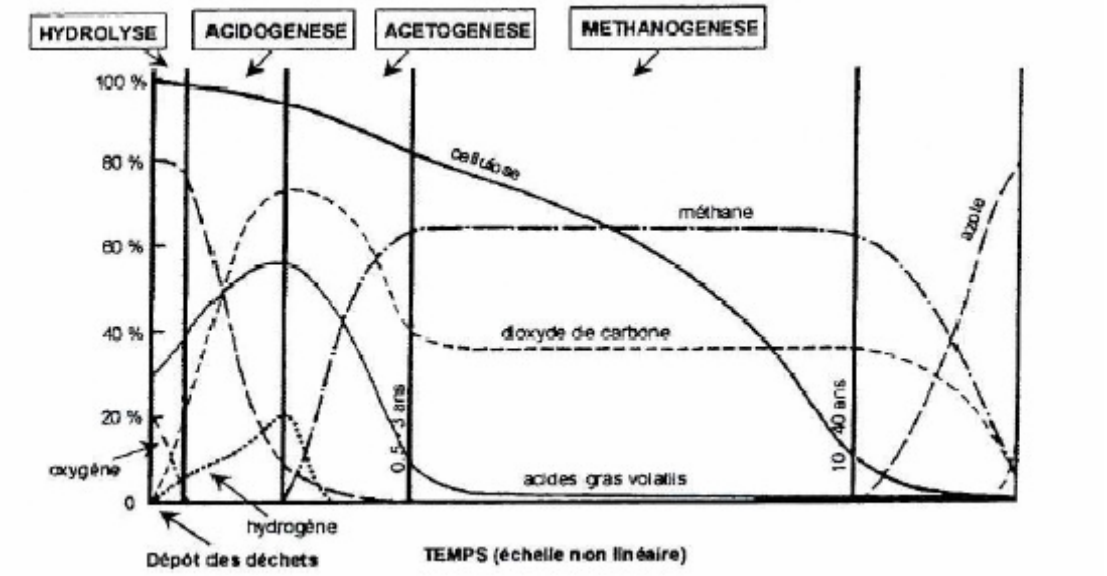


Figure 12 : Evolution typique de la composition du biogaz dans une ISDND au cours du temps (Rees, 1980)

La chaleur produite lors de la digestion anaérobie, bien que faible (45 $kJ.mol^{-1}$ de glucose, en moyenne ; Aguilar-Juarez, 2000) est tout de même suffisante pour conserver la température nécessaire pour la méthanisation, et ce d'autant plus que la capacité thermique isolante du déchet et de la couverture est élevée, ce qui limite les pertes de chaleur (Yuen, 1999). En climat tempéré, des températures moyennes comprises entre 30 et 45 °C ont été reportées au sein des massifs de déchets (Rees, 1980). Ces températures sont plus élevées au cœur du casier (Attal et al., 1992 ; Yoshida et al., 1999). Elles y sont comprises entre 50 et 60 °C contre 20 à 30 °C au niveau des couches supérieures (Aguilar-Juarez, 2000), ce qui s'explique

par les pertes de chaleur vers l'atmosphère. Ce gradient est également observé pour les couches inférieures, du fait des échanges thermiques vers le fond de casier.

Le mode d'exploitation actuel des ISDND fait du massif de déchets une boite noire, où, bien que les polluants soient confinés afin de limiter les contaminations environnementales, aucun processus n'est maîtrisé. La question de la durée d'intégrité des systèmes d'étanchéité par rapport à la durée nécessaire à la stabilisation du déchet peut alors être soulevée. Par ailleurs, dans un contexte de développement durable, une exploitation se doit de rendre aux générations futures une zone dans l'état initialement trouvé. C'est dans cette optique qu'a été développé le concept de bioréacteur, ou d'ISDND bioactive.

IV Le stockage en mode bioréacteur

Développé principalement aux Etats-Unis, à partir des années 70, le concept de bioréacteur vise à accélérer les processus de biodégradation et de stabilisation des déchets, tout en les maintenant confinés au sein de casiers de stockage étanches, comme décrits dans la législation. Dans la pratique, il s'agit de transformer et de stabiliser le déchet dans un temps compatible avec la période de post-exploitation, afin que les paramètres environnementaux mesurables (tassements, production de biogaz, qualité des lixiviats) soient dans un état tel que les risques posés pour l'environnement et la santé humaine soient négligeables (Leckie et Pacey, 1979 ; Pacey et al., 1999). Il s'agit également de considérer les déchets comme une ressource énergétique capable de se substituer à des énergies fossiles, à travers la valorisation du biogaz produit au cours des réactions de biodégradation anaérobies.

Le principal facteur limitant de la biodégradation en conditions de stockage anaérobies étant l'humidité, le moyen le plus couramment utilisé pour accélérer la biodégradation est la recirculation des lixiviats dans le massif des déchets. Cependant, cette recirculation ne doit pas être assimilée automatiquement au concept de bioréacteur. En effet, une enquête menée par la Solid Waste Association of North America (SWANA) a identifié 130 sites pratiquant la recirculation aux Etats-Unis en 1997, mais la plupart sans contrôle ni suivi (Reinhart et Townsend, 1998). L'objectif principal est alors, non pas de stabiliser le déchet, mais uniquement d'utiliser le massif de déchets comme moyen de stockage des lixiviats (augmentation de la charge en fond de casier, mise à profit de la capacité d'absorption des déchets et favorisation des pertes par évaporation) (Delineau et Budka, 2000). Les objectifs de la gestion d'une décharge en bioréacteur présentés par les différents auteurs sont en effet multiples :

- Conversion et stabilisation plus rapide de la matière organique des déchets (estimation de 10 à 15 ans au lieu de 30 à 100 ans d'après Pacey et al., 1999) ;
- Production d'une plus grande quantité de biogaz sur une période plus courte, ce qui permet d'optimiser son captage et sa valorisation (Barlaz et al., 1990 ; Warith, 2002) ;
- Garantie d'une réduction notable des émissions de gaz à effet de serre et des odeurs par la mise en œuvre plus précoce d'un confinement plus performant (FNADE, 2007) ;
- Obtention plus rapide d'un site mécaniquement stabilisé en raison d'une cinétique accrue des tassements des déchets, avec pour conséquence un gain de vide de fouille plus précoce (El-Fadel et al., 1996 ; Hossain et al., 2003) ;

- Réduction des risques environnementaux par une meilleure maîtrise des processus internes au stockage. La gestion en bioréacteur implique en effet un suivi et une régulation plus importants (Reinhart et al., 2002) ;
- Modification de la charge finale en polluants, par lixiviation du massif de déchets (Beaven, 1999), lors d'injection de grandes quantités de lixiviats ;
- Réduction de la quantité de lixiviats à traiter et des coûts de traitement associés (Polhand, 1980 ; Warith, 2002). Cette réduction est basée sur la capacité d'absorption des lixiviats. Elle est cependant surtout observée à court terme (les 3 premières années). Aucun bilan hydrique complet n'existe à ce jour sur le plus long terme pour valider cette affirmation et il se peut qu'une partie de l'eau emmagasinée soit par la suite ;
- Réduction de la charge polluante biodégradable des lixiviats, ce qui se traduit par une diminution de la DCO (Reinhart et Townsend, 1998). Toutefois, le lixiviat se charge d'éléments organiques et inorganiques récalcitrants tels que la DCO dure, l'azote ammoniacal, les chlorures, le fer et le manganèse ;
- Sollicitation du système d'étanchéité actif (géomembrane) pendant la période où son intégrité est assurée (Grellier, 2005) ;
- Réduction des coûts de stockage à long terme (réduction de la maintenance et de la surveillance post-exploitation) (Warith, 2002).

Ces différents objectifs, qui possèdent des niveaux d'exigences variés, ne sont pas tous repris d'une manière consensuelle, et la possibilité de les atteindre à l'échelle du site n'est pas toujours clairement prouvée. En particulier, la notion de stabilisation est difficile à définir : l'état stable de certains constituants dépend en effet des conditions physico-chimiques du milieu (pH, température, potentiel redox, etc.), conditions qui, au sein d'une ISDND, peuvent être bouleversées dans le long terme (entrées d'air dans le massif ou infiltrations dues à une rupture d'étanchéité des barrières de confinement). Ainsi, outre la stabilisation de la matière organique par biodégradation, certains composés tels que les métaux lourds ou l'azote peuvent nécessiter une élimination, si un inertage total du déchet est souhaité.

Nous retiendrons comme définition de bioréacteur ou stockage bioactif, un procédé qui permet de stimuler et de contrôler l'activité biologique au sein d'un casier de stockage, en optimisant les conditions physico-chimiques, et afin de stabiliser les fractions rapidement et modérément biodégradable de manière définitive et dans un temps compatible avec la post-exploitation (moins de 30 ans).

IV.1 Les différents procédés bioréacteurs

Les méthodes pour favoriser la biodégradation expérimentées sont multiples ; elles peuvent par ailleurs être couplées :

- Recirculation de lixiviats
- Circulation de liquide en grandes quantités, appelé procédé bioréacteur à fort taux de lessivage ou (Flushing bioreactor en anglais)
- Recirculation avec pré-traitement des lixiviats
- Ajout de boues
- Amélioration des conditions de mise en œuvre
- Insufflation d'air, appelé procédé bioréacteur aérobie

IV.1.1 Recirculation de lixiviats

De tous les procédés favorisant la biodégradation des déchets, le plus largement étudié est la recirculation de lixiviats. En effet, diverses expérimentations ont pu mettre en évidence les influences positives de ce procédé, cela par deux mécanismes :

- contribution à l'optimisation de l'humidité du déchet ;
- génération d'un flux de liquide au sein du massif, qui permet le transfert des microorganismes, substrats et nutriments, ainsi que la dilution des concentrations locales d'inhibiteurs potentiels.

En effet, la teneur en eau initiale d'un déchet, qui pour une OM varie dans une gamme large de 15 à 40 % $_{MH}$ (Barlaz et Ham, 1993), est souvent très proche de la teneur en eau minimale requise pour la biodégradation (Reinhart et Townsend, 1998), du fait notamment de la présence de DIB. De nombreux auteurs admettent qu'en conditions de stockage la teneur en eau optimale correspond à la valeur de capacité au champ et en considérant une valeur moyenne de capacité au champ de 45 %$_{MH}$, la quantité d'eau que le déchet doit absorber est de l'ordre de 0,1 à 0,25 $m^3.t_{MH}^{-1}$.
Par ailleurs, Klink et Ham (1982) ont conclu, à partir d'expériences en laboratoire, que le mouvement de liquide augmente la production de méthane de 25 à 50 %, comparé aux mêmes conditions d'humidité sans circulation. De même, Chugh et al. (1998) ont observé une amélioration de la production de méthane avec différents taux de recirculation variant de 2 à 30 % du volume initial de déchets dans les réacteurs.

L'application à l'échelle du site est cependant difficile à mettre en œuvre. En effet, du fait des dimensions en jeu (casiers dont la surface peut atteindre 10 ha) et de la grande complexité et hétérogénéité de la structure poreuse du matériau déchet, une répartition homogène de l'humidité au sein du massif de déchets est difficile à obtenir. Différents exemples de dimensionnement de système de recirculation, ainsi que les taux de recirculation associés sont présentés dans le chapitre C, concernant l'optimisation de la recirculation.

IV.1.2 Flushing bioreactor : bioréacteur à fort taux de lessivage

Le concept du High Rate Flushing Bioreactor (bioréacteur à fort taux de lessivage) a été principalement développé au Royaume-Uni (IWM-UK, 1998). Il repose sur le principe d'une stabilisation effective de la matière organique d'une part, mais aussi d'un lessivage et d'une élimination de l'ensemble de la fraction inorganique lixiviable. Le principe consiste donc à faire circuler des quantités d'eau très importantes, afin de lessiver les produits de la biodégradation et les polluants inorganiques piégés au sein du massif de déchets.
Le développement de ce procédé, largement moins mature que le précédent (peu d'études documentées à l'échelle du site), repose à ce jour principalement sur des calculs théoriques et sur des essais à petite échelle.

Powrie et al. (2000) ont réalisé des essais sur des réacteurs d'un litre contenant la fraction organique d'une ordure ménagère, avec différents taux de recirculation. Ils ont mis en évidence que les cinétiques de biodégradation augmentaient avec la diminution du temps de rétention du liquide recirculé, et que cette augmentation était plus marquée avec une circulation d'eau que de lixiviats anaérobies. Ceci peut être en partie expliqué par la qualité du déchet initial, à forte teneur en matière organique : le lessivage des AGV produits a pu limiter les risques d'inhibition de la méthanogenèse.

Selon Hupe et al. (2003), la quantité d'eau nécessaire à ce « Flushing process » est 10 fois supérieure au processus d'humidification, d'après un calcul fondé sur la dilution d'ordre 2 de lixiviat de concentration initiale en polluants de 1000 $mg.l^{-1}$. Ainsi, les auteurs calculent que 2 m^3 d'eau par tonne de déchets secs sont nécessaires pour réduire les concentrations en DCO, azote total et composés halogénés en-dessous des limites de rejet allemandes. Beaven (1999) a, de même, montré qu'un volume de 2,7 m^3 d'eau par m^3 de déchets est nécessaire pour réduire la concentration en azote ammoniacal dans les lixiviats en-dessous de 10 $mg.l^{-1}$.
Ceci représente des quantités de liquide en circulation très importantes, d'autant que le calcul est fondé sur une distribution homogène des flux, alors qu'en pratique des chemins préférentiels seront majoritairement empruntés. Cette technique pose, par conséquent, le problème de la gestion des quantités importantes de lixiviats produites et du coût associé. Ce concept est donc difficilement acceptable pour les industriels (IWM-UK, 1998). Par ailleurs, la stabilité géomécanique du massif de déchets soumis à de forts écoulements de lixiviats avec possibilité de surpression hydraulique n'a pas été testée à l'échelle 1. Des phénomènes d'inhibition biochimiques (acidification) ou de saturation hydrique (obstruction des pores et/ou longue période de rétention) peuvent être attendus.

IV.1.3 Prétraitement des liquides avant recirculation

IV.1.3.1 Contrôle du pH

Le contrôle du pH avant recirculation est une solution envisageable pour empêcher l'inhibition de la méthanogenèse par l'accumulation d'AGV, dans les premières étapes de la biodégradation, si la capacité tampon du massif de déchet n'est pas suffisante ; ce traitement permet de diminuer la phase de latence avant production de méthane (Pohland, 1975 ; Leuschner, 1989 ; San et Onay, 2001). Concrètement, il peut être réalisé par ajout d'une solution tampon ou d'une base dans les lixiviats recirculés.

IV.1.3.2 Nitrification des lixiviats

Un autre risque lié à la recirculation est l'accumulation d'azote ammoniacal dans le lixiviat, qui peut provoquer une inhibition de la méthanogenèse. Cette inhibition dépend de plusieurs paramètres (température, pH, espèces de microorganismes), et il est donc difficile de prévoir à partir de quel seuil de concentration en azote ammoniacal cette inhibition peut avoir lieu.
Vigneron (2005) s'est donc intéressée au traitement des lixiviats par nitrification biologique avant recirculation, en dehors du massif de déchets et en présence d'oxygène. Cette réaction permet d'obtenir des nitrates, qui peuvent ensuite être réintroduits dans le massif de déchets. Ces nitrates sont convertis au sein du massif de déchets en azote moléculaire (N_2), ce qui assure ainsi une élimination de l'azote du système sous une forme inerte. Vigneron (2005) a observé que la présence de carbone facilement biodégradable (sous forme d'AGV) dans les déchets permet l'élimination des oxydes d'azote par dénitrification. Cependant, la présence d'H_2S, notamment pendant la phase acidogène, contribuerait à piéger l'azote au lieu de l'éliminer. Par ailleurs, cette étude évoque le risque de relargage des métaux libres par dénitrification lors de la phase stable de la méthanogenèse ; elle implique donc de mettre en place un traitement adapté des lixiviat. Il semble donc que ce traitement des lixiviats ne puisse être appliqué qu'en présence de carbone facilement biodégradable. De plus, afin de s'assurer d'une conversion totale des intermédiaires de la dénitrification (NO et N_2O) en N_2, il est recommandé de recirculer le lixiviat nitrifié en profondeur.

IV.1.3.3 Circulation de lixiviats issus de casiers anciens

Plusieurs études ont montré l'avantage de faire circuler dans des casiers jeunes du lixiviat externe, en provenance de casiers où la méthanogenèse est installée de manière stable (Suna Erses et Onay, 2003). En effet, les lixiviats issus de casiers anciens ont une faible teneur en matière organique, une plus grande capacité tampon, et contiennent une population méthanogène active, ce qui peut permettre l'ensemencement des casiers jeunes et une mise en place plus rapide de la méthanogenèse.

IV.1.4 Addition d'effluents à forte teneur en matière organique

L'ajout d'effluents chargés en MO (boues d'unités de traitement d'effluents urbains, par exemple) peut participer à l'optimisation de la biodégradation grâce à l'apport d'humidité, de nutriments et de microorganismes anaérobies. Diverses expériences (Leuschner, 1989 ; Campbell et al., 1995) ont en effet obtenu des résultats positifs, avec des productions de méthane plus précoces et plus importantes. Cet ajout d'humidité à partir d'effluents peut être une solution pour palier à des quantités de lixiviats disponibles trop faibles sur une ISDND donnée. Il dépend toutefois des législations locales qui règlementent les déchets pouvant être admis en ISDND, et en particulier la proportion et le type de boues par rapport au tonnage total.

Cependant, plusieurs autres études (Leckie et Pacey, 1979) ont montré que l'ajout de boues pouvait au contraire avoir un impact négatif sur la biodégradation. En effet, le contenu organique des boues est en général très élevé (de l'ordre de 80 %), ce qui peut causer une inhibition de la méthanogenèse par accumulation d'AGV, ce qui fait chuter le pH. Ce risque peut être particulièrement important localement, si les boues ne sont pas neutres, ou si elles ne sont pas mélangées sur site avec du déchet qui peut exercer un pouvoir tampon. Un contrôle du pH est donc recommandé (Leckie et Pacey, 1979).

Buivid et al. (1981) mettent en évidence l'importance du type de boue utilisée pour l'inoculation. Leur étude a montré qu'une boue de STEP provenant d'un digesteur anaérobie produit trois fois plus de méthane qu'une boue primaire. Selon les auteurs, ceci est probablement dû à la présence d'une population de microorganismes méthanogènes plus importante. Lefebvre et al. (2001) établissent par ailleurs que le démarrage de la méthanogenèse est favorisé par l'ajout d'une boue issue d'un digesteur anaérobie, par rapport à une boue primaire. Cependant, cette étude montre également qu'une boue activée a un potentiel méthanogène plus élevé.
D'autre part, Reinhart et Townsend (1998) suggèrent que la proportion de boues n'excède pas 20 $\%_{MH}$ de la masse totale de déchets, pour ne pas gêner le fonctionnement du compacteur et pour des raisons de stabilité du massif.

Concrètement, cet ajout d'effluents à forte teneur en MO peut être réalisé en mélange initial du déchet ou par application directe au sein des casiers. Cette deuxième méthode ne permet cependant pas d'obtenir une aussi bonne distribution de la MO au sein du massif de déchets.

IV.1.5 Interaction entre les conditions de mise en œuvre et les paramètres caractéristiques du déchet

Les modes de mise en place actuels des déchets sont dictés principalement par des critères techniques, réglementaires et économiques. Les paramètres comme le taux de compaction et le type de compacteur, le temps d'exposition à l'air libre, le type de couverture provisoire ont

cependant un impact sur les conditions de stockage du déchet et par voie de conséquence sur leur dégradation. Dans le contexte du bioréacteur, deux principaux objectifs d'amélioration peuvent être recherchés :

- l'optimisation des conditions de stockage (température, pH, diffusion de l'oxygène, accessibilité du substrat...) pour faciliter le démarrage des réactions de biodégradation,
- et l'optimisation des écoulements pour un bioréacteur avec recirculation.

IV.1.5.1 Densité en place

La densité en place résulte de plusieurs phénomènes :

- le compactage : la contrainte σ_C appliquée par le compacteur comprime le déchet d'une hauteur ΔH_C ; le déchet est alors surconsolidé, c'est-à-dire qu'une relaxation de la contrainte n'entraîne pas une décompression du déchet ;
- le tassement primaire, dû à la surcharge appliquée par la colonne de déchets (Figure 13) : il n'y a pas de variation de la hauteur du déchet tant que la contrainte de préconsolidation résultant du compactage reste supérieure à la contrainte transmise par la colonne de déchet supérieure, mais au-delà, il se comprimera tel un matériau 'normalement consolidé' ; 10 m de déchets sont équivalant à une charge de 100 kPa, pour une masse volumique humide moyenne de 1 $t_{MH}.m^3$;
- le tassement secondaire, dépendant du temps uniquement.

Les facteurs qu'il est possible d'optimiser sont donc à la fois la compaction appliquée et la hauteur des casiers.

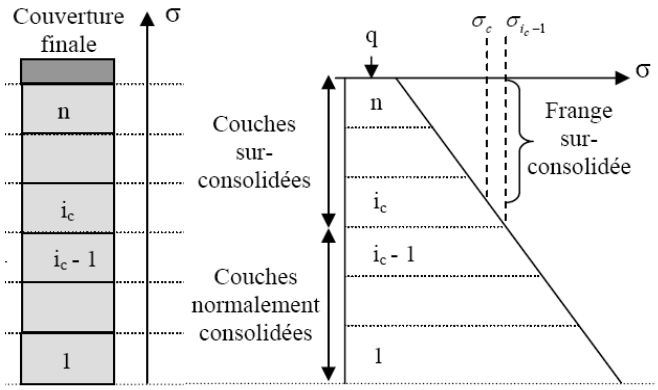


Figure 13 : Evolution de la contrainte avec la hauteur de la colonne de déchets (d'après Olivier, 2003)

Contrairement au cas d'une ISDND conventionnelle, la densité optimale pour un bioréacteur n'est pas forcément la densité maximale réalisable. En effet, cette densité influence à la fois :

- l'humidité volumique du déchet : pour une même teneur en eau massique, l'humidité et donc le taux de saturation augmentent avec la densité ;
- et les écoulements : la conductivité hydraulique décroissant avec la charge appliquée, une densité trop importante peut entraîner une réduction de la capacité de dispersion des lixiviats dans le casier (Reinhart et al., 2002).

IV.1.5.2 Perméabilité

Powrie et al. (2000) ont, grâce à des essais sur pilotes de 10 m^3 avec contrôle de charge, quantifié la relation entre la contrainte appliquée et la conductivité hydraulique, sur différents types de déchets. Ils ont pu mettre en évidence les conclusions suivantes :

- Bien qu'il existe des différences entre les propriétés hydrauliques des différents déchets testés (déchets jeunes bruts, broyés ou âgés), elles ne sont pas significatives

par rapport à l'influence de la contrainte appliquée (Figure 14). Avec la profondeur, le déchet approche des conditions de saturation.

- Une relaxation de la contrainte appliquée n'entraîne pas une augmentation de la conductivité hydraulique du déchet. Ainsi, la capacité d'infiltration est déterminée par la contrainte maximale appliquée au cours de la vie du casier. La compaction initiale lors de la mise en place conditionne la conductivité hydraulique du déchet à terme.
- Les auteurs recommandent que des masses volumiques supérieures à 0,9 – 1,1 $t.m^{-3}$ de déchets ou des hauteurs de casiers supérieures à 40 m soient évitées dans l'optique du « Flushing bioreactor ».
- La contrainte appliquée contribue également largement à l'anisotropie de conductivité hydraulique du massif de déchets, qui augmente préférentiellement les mouvements latéraux du lixiviat. Ainsi, ils ont mis en évidence une augmentation du rapport conductivité horizontale sur conductivité verticale (K_h/K_v) de 1,5 pour une contrainte de 40 kPa à 5 pour une contrainte de 600 kPa. Le déchet broyé présente un degré d'anisotropie plus important (de l'ordre de 8 pour une contrainte de 40 kPa).

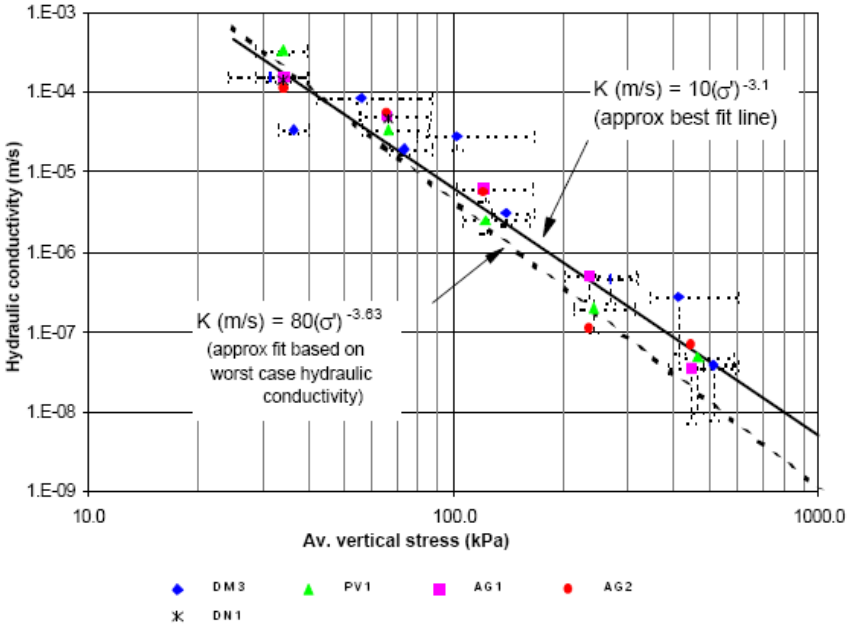


Figure 14 : Influence de la contrainte appliquée sur la conductivité hydraulique, (Powrie et al., 2000)

IV.1.5.3 Influence du broyage

Afin d'optimiser la biodégradation, ainsi que la circulation des fluides au sein du massif de déchets, l'homogénéisation du déchet est un facteur important (Viste, 1997). En plus de l'action des compacteurs, elle peut être réalisée par broyage du déchet avant sa mise en place dans les casiers de stockage. Ce broyage peut être réalisé directement sur la zone de dépotage du déchet ou en amont, dans un bâtiment dédié à cet effet. Ce dernier cas nécessite des étapes supplémentaires de chargement et déchargement du déchet, et par conséquent des moyens techniques supplémentaires, envisageables uniquement pour des ISDND de grande capacité.

Il est complexe de déterminer une granulométrie de broyage optimale pour la dégradation des déchets et les résultats obtenus sur site et en laboratoire divergent sur ce fait. En effet, la notion d'échelle de l'expérimentation est à prendre en compte ainsi que l'hétérogénéité des déchets eux-mêmes. Peu d'études existent concernant le type de broyeur à utiliser pour obtenir une granulométrie donnée, car elle dépend notamment du type de déchets. Ainsi, pour un mélange de déchets, les éléments plus déformables (tels que les films plastiques, par

exemple), n'auront pas le même comportement au broyage que des déchets durs. Beaven et Knox (1999) précisent que des broyeurs à rotation rapide ne sont pas suffisamment robustes pour des déchets, même de type OM, et préconisent l'utilisation de broyeurs à marteaux à rotation lente. Ils citent également un essai avec un broyeur de type Hammel 650, à couteaux, au cours duquel de l'OM a été broyée avec succès, à des taux de 60 $t.h^{-1}$. Ils précisent cependant que pour optimiser le broyage des éléments déformables, qui peuvent passer entre les dents sans être broyées des adaptations doivent être mises en place (modification de la configuration des dents ou rajout de barres pour contraindre le déchet). Ces modifications entrainent un ralentissement de la vitesse de broyage, et des taux de 35 à 40 $t.h^{-1}$ sont estimés.
Par ailleurs, la notion même de granulométrie est difficile à déterminer : certains auteurs parlent d'un broyage à une granulométrie donnée, sans préciser s'il s'agit de la taille maximale des particules passant dans le broyeur ou d'une moyenne issue de courbes de répartition granulométrique.

Les avantages avancés du broyage sont multiples, mais pas forcément toujours étayés d'expérimentations concluantes :

- Durant le processus de broyage, les sacs sont déchiquetés et le matériel organique est fragmenté dans le but d'accroître la surface d'attaque des microorganismes et donc d'accélérer la dégradation biologique. Ham et Bookter (1982) ont montré, à travers une étude en pilotes (9 m x 18 m x 1,2 m de profondeur), qu'un broyage des déchets (granulométrie non précisée) entraîne une augmentation de la cinétique de production de biogaz (concentration en CH_4 de l'ordre de 10 % pour le déchet brut, contre 55 % pour le déchet broyé). Le pH pour le déchet broyé est cependant un peu plus faible que pour le témoin sans broyage, ce qui peut être dû à une phase acidogène plus importante.
- Par ailleurs, le broyage faciliterait l'homogénéisation du déchet et permettrait d'une part d'ensemencer et d'humidifier des fractions de déchets telles que le papier et le carton à partir des déchets à fort contenu organique rapidement dégradable (putrescibles, boues) et inversement de mélanger des matériaux très rapidement dégradables avec d'autres à fort pouvoir tampon. Aucune étude qualitative démontrant ce phénomène n'a pu être trouvée.
- Il permettrait également, en réduisant la taille des éléments, de limiter la création de chemins préférentiels au sein du casier de stockage, et d'assurer une répartition plus homogène des écoulements. A l'inverse, le broyage peut avoir des inconvénients, concernant les écoulements de liquide au sein du massif de déchets. La réduction de granulométrie du déchet assurant un meilleur taux de compaction, ceci peut entrainer une diminution de la perméabilité du déchet. Powrie et al., 2005) montrent en effet, à partir d'expériences en cellules de 6 m^3 sur du déchet brut et du déchet broyé (granulométrie non précisée), que la conductivité hydraulique est plus faible pour le déchet broyé (de l'ordre de 5.10^{-5} $m.s^{-1}$ contre 1.10^{-4} $m.s^{-1}$ pour le déchet brut, sous une charge de 10 kPa). Cet écart augmente par ailleurs avec la charge appliquée (conductivité hydraulique de l'ordre de 7.10^{-9} $m.s^{-1}$ contre 1.10^{-7} $m.s^{-1}$ pour le déchet brut, sous une charge de 500 kPa).

IV.1.5.4 Optimisation du protocole de remplissage

L'étape de remplissage du casier, bien que courte à l'échelle de temps du stockage de déchets, peut avoir un impact significatif sur les phases ultérieures de biodégradation. Elle n'a pourtant fait l'objet que de très peu d'études, les paramètres de gestion reposant essentiellement sur l'expérience propre des exploitants, et variant d'un pays à l'autre, suivant les réglementations.

Dans les années 90, des études (Bernard, 1987 ; Janninck, 1995) ont été réalisées pour tester l'influence de la technique dite « aérobie ». Cette technique correspond à la mise en place des déchets en couches minces de 30 à 60 cm (10 à 40 cm après compactage), en laissant une période de repos avant recouvrement variant de 5 jours à 2 mois. Cependant, ces études n'étaient pas axées sur l'optimisation de la méthanogenèse, mais sur la stabilisation du déchet en aérobiose et sur la réduction des volumes de lixiviats par évaporation (du fait des fortes températures dues au procédé aérobie).
Bookter et Ham (1982) ont quant à eux observé que la mise en place de couches plus fines (1,2 m au lieu de 2 m) avait un impact positif sur la biodégradation. De même, Stegmann et Spendling (1989) ont conclu, à partir d'analyses comparatives sur les concentrations en DBO et DCO dans les lixiviats, que des couches de 40 cm favorisent le démarrage de la méthanisation par rapport à des couches de 2 m. Ceci est expliqué à la fois par une meilleure pénétration de l'oxygène dans les couches fines, et par une humidification par infiltration mieux répartie.

A partir d'une étude expérimentale sur site et d'une modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur, Lanini (1998) a défini les critères de remplissage d'un casier, permettant d'accélérer l'établissement du régime méthanogène stable après le passage en anaérobiose, et d'optimiser la vitesse de production de méthane. Les résultats obtenus pour une configuration de casier donnée sont présentés sur la Figure 15 (température au centre du casier). L'auteur indique que l'établissement de la méthanogenèse peut être optimisé avec une mise en place des déchets par couches successives de 0,5 m d'épaisseur, et avec un temps d'exposition de 8 jours. Les critères thermiques retenus pour cette optimisation sont une température en fin de remplissage optimale pour les microorganismes thermophiles (55 °C), sans que des valeurs susceptibles de les détruire (> 70 °C) n'aient été atteintes auparavant, et avec une période aérobie limitée à 4 semaines. Ces résultats sont cependant difficilement extrapolables, car valables uniquement pour un déchet et une configuration de casier donnés. Par ailleurs, la mise en place de cette modalité de remplissage particulière découle d'une extrapolation et n'a pas été testée expérimentalement sur site. Enfin, ceci implique une gestion de site particulière, avec une découpe du casier en 8 zones exploitées tour à tour, afin de ne recouvrir le déchet d'une zone qu'après un temps d'exposition optimum, ce qui peut être contraignant.

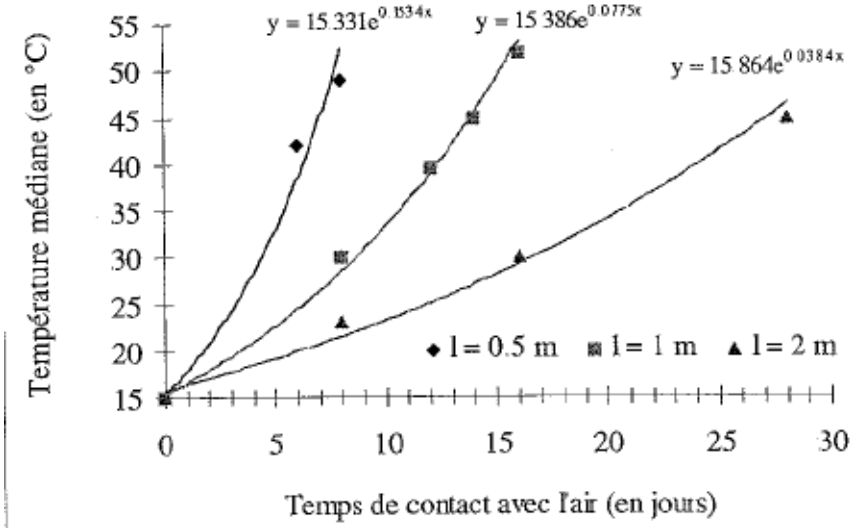


Figure 15 : Modélisation de l'évolution de la température médiane dans un casier de 8 m de hauteur en fonction du temps de contact de chaque couche avec l'air ambiant (d'après Lanini, 1998)

IV.1.5.5 Mise en place de sous-couches fines biologiquement stables

Stegmann et Spendling (1989) ont observé, à l'aide d'une étude en laboratoire (sur 80 kg de déchets broyés), un démarrage plus rapide de la méthanogenèse grâce à la procédure de mise en place suivante :

- mise en place en fond de casier d'une première couche de déchets peu compactée, éventuellement broyée, de 1,5 à 2 m d'épaisseur ou composée de fines couches ;
- dégradation aérobie de cette couche, avec recirculation de lixiviats pendant une période de 6 mois à 1 an, afin de dégrader les composés organiques facilement dégradables ;
- mise en place de couches de déchets fines (de 30 à 40 cm), avec recirculation des lixiviats.

La recirculation de lixiviat à travers la couche inférieure stabilisée biologiquement favorise le démarrage de la méthanisation, plus rapidement que lors d'ajout de boues de STEP, ou que lors du placement en mélange des deux déchets (concentrations en DBO et DCO plus faibles dans les lixiviats et démarrage plus rapide de la méthanogenèse). Ceci peut s'expliquer par l'ensemencement du lixiviat lors de son passage au sein d'un déchet à un stade avancé de dégradation.

Becker (1987) a également testé cette méthode et observé que placer du déchet brut sur du déchet biologiquement stable (3 m de déchets peu compactés et mis à maturation pendant 4,5 mois) permettait de raccourcir la phase acidogène et favoriser le démarrage de la méthanisation. Cependant, le procédé de compostage *in situ* utilisé impliquait des moyens techniques importants : retournement de la couche de 3 m de déchets et installation de drains d'aération.

Enfin, He et al. (2006) préconisent cette même méthode consistant à placer une sous-couche épaisse de déchets à un stade avancé de dégradation, afin de diminuer la charge organique du lixiviat issu du déchet jeune supérieur lors de son passage à travers la zone méthanogène active. Ils ajoutent un traitement *ex situ* de l'ammoniac contenu dans le lixiviat avant recirculation. La faisabilité technique de ce procédé n'a pas été testée à l'échelle d'un casier de stockage.

L'Environment Agency (2000) a rédigé un rapport technique sur le compostage au sein des casiers de stockage, comme moyen d'accélérer la stabilisation du déchet. Les conclusions suivantes sont présentées :

- Des périodes de maturation pouvant aller jusqu'à un an sont nécessaires dans le cas d'un compostage au sein même du casier de stockage. Ceci est expliqué par la difficulté d'opérer des retournements du déchet. Par ailleurs, les quantités de lixiviats sont augmentées, puisque le déchet est exposé aux précipitations pendant cette longue période de maturation. Un compostage hors casier est donc préférable.
- L'ajout de plusieurs couches fines pré-compostées au sein du massif est plus efficace que l'ajout d'une couche pré-compostée unique en fond de casier.
- Cette technique accélère le démarrage de la méthanogenèse : pour des essais en laboratoire, une production importante de biogaz débute 30 à 40 jours plus rapidement avec l'emploi d'une couche pré-compostée. La durée des études réalisées ne permet cependant pas de conclure sur le potentiel global de biogaz émis, et sur les cinétiques de dégradation sur le long terme.
- Concernant les propriétés physiques d'un déchet pré-composté, les études montrent que le compost est peu compactable et plus perméable que le déchet.

IV.1.5.6 Gestion des couvertures journalières

Comme vu au paragraphe III.2, certaines réglementations imposent la mise en place de couvertures journalières sur la zone d'exploitation, afin de limiter les infiltrations, les envols et les nuisances (odeurs, insectes, nuisances visuelles…). Il s'agit en général de sol semi-perméable.
L'usage de couvertures provisoires semi-perméables est cependant contraire au procédé bioréacteur, puisque ces couches peuvent créer au sein du massif de déchets des hétérogénéités de perméabilité, qui peuvent entraîner l'apparition de nappes perchées, et freiner les mouvements verticaux de liquides au sein du casier, et au contraire promouvoir les mouvements horizontaux (Mc Creanor, 1998).
D'autre part, elles forment également une barrière semi-étanche pour les échanges gazeux, et peuvent bloquer la première étape de dégradation aérobie lors du remplissage. Bookter et Ham (1982) ont en effet observé que l'absence de ces couvertures pouvait promouvoir l'activité aérobie, éviter l'apparition de longues périodes acidogènes et promouvoir la mise en place rapide de conditions méthanogènes.

Reinhart et Towsend (1998) recommandent donc l'utilisation de couvertures provisoires alternatives dans le cas du procédé bioréacteur. Le type de couverture peut varier en fonction des objectifs fixés par la législation propre au site :

- pour limiter les envols uniquement : grille mobile, couche de mousse (Résidu de Broyat Automobile), matériaux végétaux type compost ;
- pour contrôler les infiltrations : plastique ou géotextile soit biodégradables soit retirés avant la mise en place d'une nouvelle couche de déchets ; terre semi-perméable qui doit être retirée avant la mise en place d'une nouvelle couche ;
- pour limiter les insectes ou les odeurs : aspersion, ou une bonne pratique de dégazage (horizontal à l'avancement).

IV.1.6 Bioréacteur aérobie

Le principe du bioréacteur aérobie repose sur l'oxydation de la matière organique et sa transformation en produits organiques stables, tels que les matières humiques. D'après Read et Hudgings (2000), ce procédé permet de dégrader certains composés organiques difficilement biodégradables en anaérobiose, de réduire les émissions de biogaz et les odeurs liées, d'accélérer la vitesse de stabilisation du déchet, et de réduire les quantités de composés organiques toxiques dans les lixiviats.
L'oxygène doit pour cela être apporté en quantité suffisante, et sur la totalité du massif de déchets, afin d'éviter les zones en conditions anaérobies. Sur site, il est généralement réalisé par insufflation d'air dans le massif de déchets à partir d'un réseau d'injection, du même type que les réseaux utilisés pour le dégazage ou la recirculation de lixiviats (puits verticaux ou drains horizontaux). Le coût énergétique associé est important. Une méthode japonaise – Méthode Fukuoka (Figure 16) – permet une aération du massif sans apport énergétique : les extrémités des drains de collecte des lixiviats sont ouvertes à l'atmosphère et la différence de température entre le massif de déchets et l'extérieur permet de faire entrer de l'air dans le casier de décharge par « effet cheminée » (Hanashima, 1999). Cette méthode semble particulièrement intéressante pour les sites où la valorisation énergétique du méthane n'est pas envisageable.

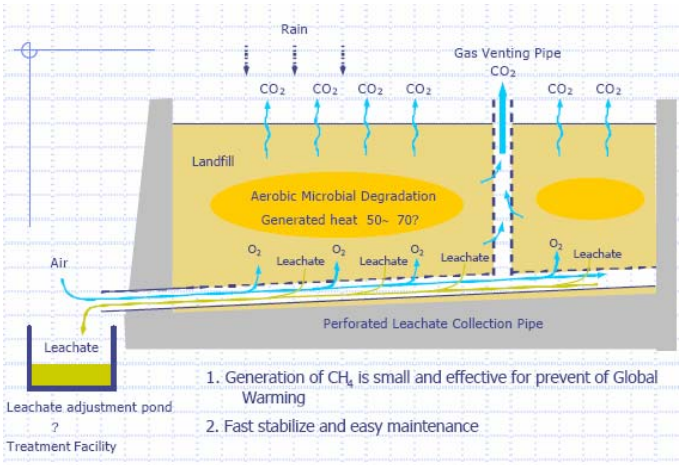


Figure 16 : Schéma de la méthode Fukuoka, d'après Hanashima (1999)

Dans le cas du bioréacteur aérobie, il est également nécessaire de maintenir un taux d'humidité suffisant pour garantir les conditions optimales de l'activité biologique. L'injection d'eau est par ailleurs indispensable pour dissiper sous forme de vapeur d'eau la quantité importante d'énergie libérée au cours de la réaction aérobie fortement exothermique (Read et Hudgings, 2000).
Reinhart et Townsend (1998) ont relevé des difficultés de mise en œuvre (aération et humidification homogènes) dans plusieurs projets. D'autre part, l'injection d'air dans un casier d'ISDND constitue un risque de montée en température, pouvant entraîner le déclenchement de feux, et un risque de présence de mélange de gaz explosifs. De plus, le dégagement de N_2O (dont le pouvoir de réchauffement global est 298 fois supérieur à celui du CO_2, contre 25 seulement pour le CH_4, d'après le rapport de l'IPCC, 2007) peut également avoir lieu.

D'autres études ont été réalisées afin de combiner des fonctionnements aérobie et anaérobie au sein du casier : il s'agit du bioréacteur hybride ou facultatif. Ziehmann et Meier (1999) ont testé l'efficacité d'un changement fréquent entre les deux procédés. L'aération est déclenchée lorsque la concentration en méthane est supérieure à 2,5 % (pour éviter les risques d'explosion), et arrêtée lorsqu'elle est inférieure à 0,5 %. Ils ont conclu que la dégradation par procédé hybride n'était pas significativement plus importante que lors d'un procédé aérobie seul ; en revanche, les coûts de fonctionnement associés étaient réduits. A la fin de l'expérience, la production de méthane était quasi nulle, mais la stabilisation du déchet incomplète (d'après les indices AT_4 et GB_{21}) ; les auteurs conseillent donc une post aération forcée pour atteindre une stabilisation totale du déchet. Ce procédé est d'ailleurs largement étudié pour la stabilisation des ISDND en fin de vie (par exemple : Hudgings et Richgels, 2007 ; Cossu et al, 2007 ; Heyer et al., 2007).

IV.2 Les expériences de bioréacteur à l'échelle du site

Le procédé bioréacteur avec recirculation de lixiviat étant la technique la plus couramment utilisée, les enseignements de plusieurs études réalisées à l'échelle du site sont présentés ici.

Largement documentée à l'échelle laboratoire depuis plus de 35 ans, la recirculation des lixiviats a été ensuite mise en place à l'échelle de cellules tests (financées notamment par l'US EPA dans les années 80), et à l'échelle réelle. Actuellement, 70 sites sont exploités sous recirculation aux USA et une douzaine en France (FNADE, 2007). Les nombreuses expérimentations déjà réalisées ont permis de mettre en évidence de réels effets bénéfiques du

bioréacteur, mais aussi de potentielles difficultés de mise en œuvre à l'échelle industrielle. En effet, pour atteindre les différents objectifs d'une gestion en bioréacteur, des moyens techniques supplémentaires doivent être mis en place et maitrisés (systèmes de recirculation, couvertures à haute performance, dégazage densifié, éventuel stockage et traitement des lixiviats). Un investissement humain est également indispensable (gestion des équipements supplémentaires et formation du personnel) dans un objectif d'amélioration du suivi de fonctionnement et des contrôles.
Différentes synthèses bibliographiques ont été réalisées pour évaluer les performances de ce procédé et les difficultés rencontrées à l'échelle industrielle (Reinhart et Townsend, 1998 ; Reinhart et al., 2002 ; Benson et al., 2006 ; Delineau et Budka, 2000 ; Yuen, 1999 ; ADEME, 2006b ; Knox et al., 2000 ; Waste Management Research Group, 2007). Elles mettent en évidence différents points :

- Performances : accélération de la décomposition

Globalement, parmi les différentes études, peu apportent des conclusions significatives sur les performances du procédé bioréacteur à l'échelle 1, en termes d'accélération de la dégradation. Ceci est notamment dû soit à des durées expérimentales trop courtes pour obtenir des résultats concluants, soit à une pratique de la recirculation non significative (taux appliqués trop faibles). L'absence de casier témoin rend également difficile l'évaluation de l'apport de la recirculation.
Benson et al. (2006) ont réalisé une étude sur les performances des bioréacteurs, en sélectionnant cinq bioréacteurs comme ceux ayant des pratiques et un suivi les mieux documentés parmi 100 bioréacteurs d'Amérique du Nord (incluant les pratiques de recirculation de lixiviat et d'aération principalement). Ils n'ont pu mettre en évidence qu'un seul site pour lequel l'accélération de la dégradation était significative, soit par manque de données, soit du fait d'une recirculation partielle. Parmi les programmes de recherche ADEME sur des bioréacteurs à l'échelle industrielle, les conclusions sont également nuancées. En effet, le débit de biogaz capté n'a pas augmenté après recirculation pour le premier site (SYDOM du Jura), il a même diminué après 18 mois, ce qui a conduit à l'arrêt de la réinjection. Sur le deuxième site (SITA), l'augmentation a été notable pendant deux ans, puis une réduction significative est apparue (ADEME, 2006b).
De manière générale, peu de résultats existent sur le long terme (> 10 ans), qui permettraient d'avoir une vision globale (Reinhart et al., 2002 ; Knox, 2000).
En revanche, des augmentations de production de biogaz ont clairement pu être mises en évidence localement et ponctuellement, en comparant des zones recirculées à des zones non atteintes par la recirculation. Reinhart et Townsend (1998) indiquent que la production de biogaz peut être multipliée par un facteur allant de 2 à 12 avec recirculation, sur le court terme (durée des expérimentations ne dépassant pas 10 ans sur un site donné). De même, des productions annuelles de biogaz entre 20 et 80 $m^3.t^{-1}.an^{-1}$ ont été observées sur les sites de Brogborough, Landfill 2000 et Mountain View (Knox et al., 1999) et de Yolo County (Delineau et Budka, 2000), alors que les taux de production pour des ISDND conventionnelles avoisinent les 2 $m^3.t^{-1}.an^{-1}$. Parallèlement, des analyses d'échantillons de déchets sur différents bioréacteurs ont mis en évidence une dégradation plus élevée pour des échantillons atteints par la recirculation en comparaison d'échantillons prélevés dans des zones sèches : 50 à 75 % de fines contre 35 à 40 % en zones non recirculées ; BMP deux fois plus faibles (Yuen, 1999 ; Reinhart et al., 2002).

- Gestion des lixiviats

Concernant les quantités de lixiviat produites, des effets de réduction de volume de lixiviats significatifs ont été observés à court terme (1 à 5 ans), liés à la capacité d'absorption des

déchets, mais il n'existe pas de bilan fiable sur le plus long terme (5 à 15 ans) (Delineau et Budka, 2000).
Souvent les travaux de recherche mettent en évidence des chemins préférentiels, qui conduisent à une répartition hétérogène de l'humidité et entrainent le relargage de lixiviats avant la saturation du massif de déchets (ADEME, 2006b). Un stockage provisoire peut donc être nécessaire, notamment durant les périodes humides (Reinhart et al., 2002).
A l'inverse, les quantités de lixiviats disponibles ne sont souvent pas suffisantes pour atteindre des taux de recirculation permettant d'amener le déchet à sa teneur en eau optimale en un temps correct (Delineau et Budka, 2000 ; Reinhart et al., 2002 ; Waste Management Research Group, 2007). Des sources additionnelles de liquide (lixiviats en provenance d'autres casiers ou d'autres sites, boues ou déchets humides) doivent donc être trouvées, en accord avec les législations locales concernant le stockage de déchets.

Concernant la qualité des lixiviats, en règle générale, il n'a pas été observé d'accumulation excessive de polluants dans les lixiviats issus de la recirculation (ADEME, 2006b ; Reinhart et al., 2002). Ceci peut être expliqué par (1) un suivi trop court pour pouvoir observer ces phénomènes ; (2) une dilution des lixiviats lorsque la recirculation est opérée à partir de bassin de stockage ; (3) la mise en place d'un équilibre entre la phase solide et la phase liquide, qui empêche plus de relargage.

Les lixiviats subissent une séquence d'évolution similaire à celle des lixiviats issus d'ISDND conventionnelles, avec parfois une phase d'acidogenèse plus prononcée (Reinhart et Townsend, 1998). La charge organique (DCO et DBO) est également plus élevée au début, mais diminue ensuite plus rapidement par rapport à des zones sans recirculation (Benson et al., 2006).

Enfin, une attention particulière doit être portée au dimensionnement du système de drainage des lixiviats. En effet, le système doit être dimensionné pour faire face aux flux accrus de lixiviats (ADEME, 2006b ; Reinhart et Townsend, 1998 ; Delineau et Budka, 2000).

- Tassements

Le processus de biodégradation étant accéléré, l'évolution des tassements peut l'être également. Ceci est particulièrement observé sur des sites américains pour lesquels le déchet n'est pas fortement compacté lors de la mise en place. Dans les premières années, le tassement peut être jusqu'à 50 % plus élevé que ce que l'on observe sur un site traditionnel (Reinhart et Townsend, 1998 ; Yuen, 1999). Olivier et Gourc (2007) évaluent, en cellule d'1 m^3, l'impact de la recirculation sur le tassement d'un déchet de type OM. Ils mettent en évidence une nette accélération des tassements en période de recirculation intensive (Figure 17) : pour des taux de recirculation inférieurs à 0,8 $l.t_{MH}^{-1}.jour^{-1}$ (période 1), les tassements observés sont de l'ordre de 2,6 $mm.mois^{-1}$, alors qu'ils atteignent 8,7 $mm.mois^{-1}$ pour des taux de recirculation de 6 $l.t_{MH}^{-1}.jour^{-1}$ (période 2).

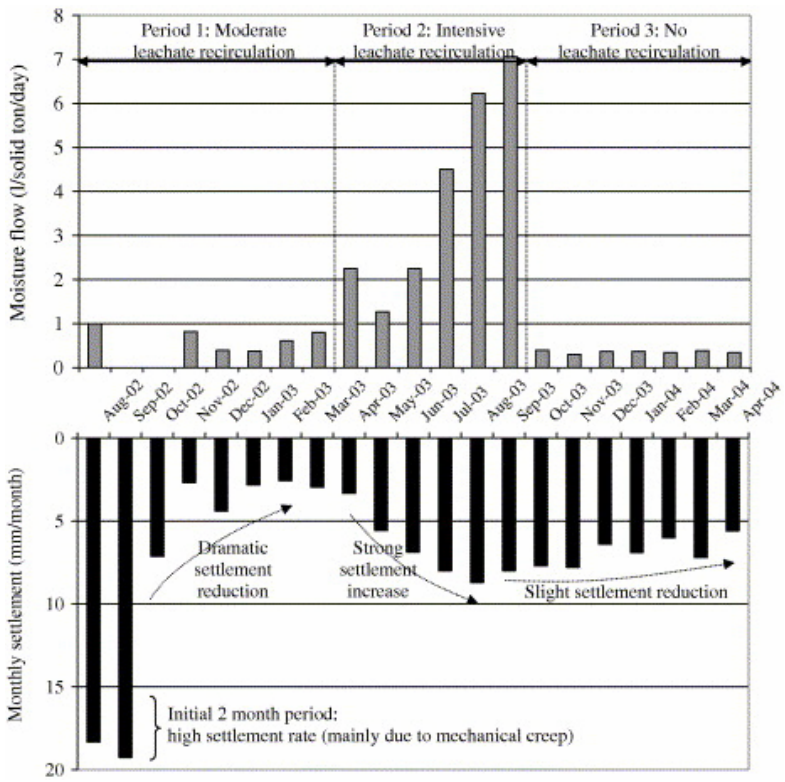


Figure 17 : Evolution des tassements sous l'influence d'une recirculation de lixiviats (Olivier et Gourc, 2006)

Des tassements différentiels accrus au niveau des systèmes d'injection ont par ailleurs été observés dans le cas d'une réinjection non homogène (Waste Management Research Group, 2007).

- Efficacité des systèmes d'injection

Pour le dimensionnement des systèmes d'injection, peu de retours d'expérience existent, et les bioréacteurs sont souvent dimensionnés à partir d'équations dérivées des lois d'écoulement traditionnelles (Reinhart et al., 2002). Peu de documents publiés existent à ce sujet, car ces techniques font partie des savoir-faire propres à chaque exploitant. Ces systèmes d'injection doivent cependant être revus et améliorés car ils n'assurent pas une répartition homogène de l'humidité (Yuen, 1999 ; Delineau et Budka, 2000 ; Aran, 2001 ; ADEME, 2006b). Cette homogénéité étant la clé de voute du bon fonctionnement du procédé bioréacteur, l'efficacité des systèmes d'injection pour tout le volume du casier est indispensable. Par ailleurs, les casiers de stockage doivent être conçus de manière à optimiser l'homogénéité du massif de déchets, minimiser les chemins préférentiels, et maintenir les écoulements (Reinhart et al., 2002).

Le déchet est globalement moins perméable que prévu et les quantités de lixiviats injectables revues à la baisse. Par ailleurs, la zone d'influence latérale de la plupart des systèmes d'injection est limitée : des rayons d'actions compris entre 5 et 15 m sont généralement estimés (Waste Management Research Group, 2007).

Les systèmes d'injection peuvent être sujets sur le long terme au colmatage (dépôt de particules en suspension apportées par le lixiviat, formation d'un biofilm, précipitation de sels insolubles). Ceci est particulièrement observé lorsque le lixiviat injecté est en phase acétogène (Waste Management Research Group, 2007). Les systèmes d'injection peuvent par ailleurs

être détériorés par les tassements différentiels accrus par la recirculation (Yuen, 1999 ; Reinhart et al., 2002).

Les différents systèmes de recirculation existants sont détaillés plus en détail dans le chapitre C : Optimisation de la recirculation.

- Captage du biogaz

L'accélération de la dégradation des déchets impose un dégazage précoce (ADEME, 2006b ; Reinhart et al., 2002 ; Delineau et Budka, 2000). Les systèmes de collecte horizontale mis en place à l'avancement du casier sont donc préconisés.

La mise en place d'une couverture étanche est indispensable au bon fonctionnement d'un bioréacteur. Les fuites de biogaz et les odeurs sont ainsi fortement limitées et les performances en termes de captage sont meilleures (ADEME, 2006b). Cette mise en place nécessite deux phases : une première couverture capable de suivre les déformations liées aux tassements différentiels puis la couverture finale réalisée à l'aide de matériaux type géomembrane.

Plusieurs procédés bioréacteurs ont été définis pour favoriser la biodégradation du déchet, que ce soit en amont, avec une préparation de la charge, pendant le remplissage, en optimisant le mode de mise en place du déchet au sein des casiers de stockage, ou après leur fermeture, en recirculant du lixiviat ou en aérant le déchet. Ces procédés peuvent être utilisés de manière indépendante ou complémentaire.
Concernant leur applicabilité à l'échelle d'une ISDND, peu d'études ont évalué de manière comparative l'impact de telle ou telle modalité de mise en place sur le gain en termes de cinétique de biodégradation.
Par ailleurs, la teneur en eau du déchet est un facteur clé dans sa dégradation. Compte tenu de la complexité et forte hétérogénéité du matériau déchet, il semble primordial d'évaluer la faisabilité d'une humidification homogène et pérenne, toujours à l'échelle d'un casier d'ISDND.

Cette étude se propose donc d'évaluer ces deux aspects :

- *dans le chapitre B, une étude concernant l'optimisation de la mise en place des déchets est présentée ;*
- *dans le chapitre C, une application sur site réel d'une technique de recirculation est testée.*

Pour les deux parties, des techniques de caractérisation et de suivi des paramètres indicateurs de l'efficacité des différentes techniques ont dû être définies et mises en place afin de travailler à cette échelle.

PARTIE B
OPTIMISATION DE LA MISE EN PLACE DES DECHETS

Partie B : Optimisation de la mise en place des déchets

Le principal objectif du bioréacteur est d'optimiser la biodégradation du déchet en conditions de stockage, or le démarrage de la méthanisation est fortement influencé par la première étape aérobie. Différents paramètres peuvent jouer sur la diffusion des gaz dans un milieu poreux et donc sur l'accessibilité à l'O_2 pour les microorganismes : la porosité, la surface d'échange, le temps d'exposition du déchet à l'atmosphère. Ces paramètres dépendent du mode de mise en place des déchets. Afin de définir s'il est possible d'optimiser la transition entre la phase aérobie et le démarrage de la méthanisation par un mode d'exploitation adapté, il est nécessaire de travailler à une échelle représentative d'un casier d'ISDND. En effet, les principaux leviers d'action disponibles sur une ISDND, qui sont présentés dans le Tableau 9, sont difficilement reproductibles en pilotes. Par ailleurs, bien que les expérimentations en laboratoire présentent l'avantage de pouvoir tester un grand nombre de paramètres différents, de manière indépendante et sur un temps relativement court, la transposabilité des résultats à l'échelle d'un casier d'ISDND est limitée : les tests en laboratoire ne peuvent en effet pas simuler de manière précise les cinétiques de dégradation, et les propriétés hydro-physico-chimiques du déchet en conditions de stockage.

Tableau 9 : Principaux leviers d'action sur site pour optimiser la transition aérobie/anaérobie

Paramètre	Leviers d'action
Porosité	Granulométrie Compaction
Surface d'échange	Granulométrie
Temps d'exposition	Epaisseur Fréquence de remplissage

A l'extrême inverse, les études à l'échelle d'un casier présentent les inconvénients de leurs dimensions. Une étude réalisée sur le site de Montech (Lanini, 1998 ; Aguilar-Juarez, 2000) a notamment évalué à l'échelle d'un casier (160 000 m^3) l'évolution des variables significatives de la transition entre les phases aérobie et anaérobie. Les quantités de déchets en jeu, la durée de remplissage (de l'ordre d'un an) et les contraintes liées à la gestion du site n'ont cependant pas permis de tester différentes modalités de mise en place. Ces observations sur site ont donc servi de base à la définition de modes de remplissage optimums, mais qui n'ont pas pu être testés directement à l'échelle réelle.

L'étude réalisée au cours de cette thèse se place donc à une échelle intermédiaire, pour laquelle les conditions de remplissage des casiers sont similaires à celles d'une exploitation réelle, mais de taille suffisamment réduite pour pouvoir maîtriser les entrants et multiplier les modalités testées. La notion de mini-casiers est donc introduite : nous prendrons comme définition une cellule expérimentale sur site réel dont la surface est comprise entre 100 à 1 000 m^2, et la profondeur inférieure à 15 m. Ces dimensions sont en effet jugées suffisantes pour (1) fournir une quantité de déchets représentative et homogène ; (2) pouvoir remplir le casier dans les conditions et avec les engins ordinaires ; et (3) mettre en place des conditions hydro-mécaniques représentatives.

Deux types d'indicateurs peuvent être utilisés pour évaluer le démarrage de la méthanisation :

- des indicateurs concernant la possibilité d'établissement d'un régime méthanogène : température (conditions de température favorables au développement d'une flore méthanogène) et composition du biogaz (absence d'oxygène)

- des indicateurs propres à la réaction de méthanisation : l'évolution de la composition du biogaz (augmentation de la proportion de CH_4) et les tassements.

Des moyens d'analyse doivent être développés pour le suivi de ces paramètres à l'échelle de cette étude.

V Etude préliminaire

V.1 Choix des modalités

La synthèse bibliographique sur les modes d'exploitation existants a mis en évidence que la plupart des pratiques sont dictées par des facteurs technico-économiques et ne visent pas à optimiser la biodégradation des déchets. Elles ne sont donc pas forcément optimisées dans le cadre d'un procédé bioréacteur. Les facteurs importants pour le bon fonctionnement d'un bioréacteur avec recirculation de lixiviat semblent être :

- d'une part des conditions environnementales propices à la méthanogenèse : température et préparation aérobie du déchet pour rendre la matière organique accessible aux microorganismes et limiter les risques d'acidification ;
- et d'autre part des propriétés hydromécaniques du massif de déchets propres à favoriser les écoulements de liquide et le captage du biogaz.

Par rapport aux quatre leviers d'action précédemment cités (Tableau 9), seuls la granulométrie du déchet, son taux de compaction et l'épaisseur des couches de remplissage sont testés dans cette étude. Le dernier levier d'action (fréquence de remplissage), qui influe sur le temps d'exposition à l'atmosphère est en effet difficile à maîtriser à l'échelle d'un site, puisqu'il dépend des arrivages de déchets. Ce paramètre n'est donc pas testé ici, et dans la mesure du possible, fixé, de manière à avoir des fréquences similaires entre chaque couche des différents casiers.

Afin d'être représentatif d'un déchet entrant en ISDND à l'échelle nationale, le déchet utilisé dans cette étude est un mélange OM/DIB. Les données ADEME (2006a) indiquent pour 2004 une proportion de 42 % d'OM, cependant cette part a tendance à diminuer, et un ratio de 30/70 % a donc été retenu pour cette étude. La sélection et la caractérisation du déchet entrant dans les mini-casiers est présentée dans le paragraphe V.3.1.

Granulométrie

Pour modifier la granulométrie du déchet, le déchet peut être broyé avant enfouissement. Le mode de broyage (type de broyeur) n'est pas étudié ici, bien qu'il influence la répartition granulométrique des divers éléments d'un déchet en mélange. Cependant, la granulométrie obtenue après broyage a été caractérisée, afin de pouvoir par la suite comparer les résultats à d'autres études, réalisées avec des broyeurs différents. Trois granulométries ont été étudiées, correspondant à l'absence de broyage, à un broyage grossier et à un broyage fin. Etant donnée la part importante de DIB, il n'était pas envisageable, que ce soit dans le cadre de cette étude ou à terme sur un site réel, de réaliser un broyage à une granulométrie très fine (< 100 mm), car cela impliquait de réaliser deux broyages en série (première descente de maille nécessaire pour faire passer les éléments grossiers dans un broyeur fin). Il a donc été décidé de sélectionner la granulométrie fine comme celle correspondant à un déchet de type OM (< 300 mm en moyenne). Ceci présente également l'avantage de ne pas avoir à broyer l'OM, ce qui constitue un gain de temps pour le remplissage. L'effet de mélange du broyage entre le DIB et l'OM n'est par contre pas pris en compte ainsi.

Le broyeur sélectionné pour cette étude est un broyeur à couteaux, de marque DOPPSTADT, Buffalo DW 3060. D'après la documentation technique, il s'agit d'un broyeur lent, qui permet

de broyer tout type de déchets, et donc adapté à du DIB. Il peut être réglé à différentes granulométries en utilisant des rallonges de peignes. Cette modification est cependant relativement longue (1/2 journée) et peu précise. Il a donc été décidé d'utiliser deux broyeurs, du même modèle, mais réglés différemment, afin de pouvoir passer d'une granulométrie à l'autre sans réaliser de modifications. La répartition granulométrique obtenue pour ces deux réglages est présentée dans le paragraphe V.3.3.

Compaction
Le degré de compaction d'un casier est fonction du nombre de passes réalisées par le compacteur. Un compacteur de marque Caterpillar 826H et équipé de pieds de mouton en forme de « plus » à l'avant comme à l'arrière est utilisé ; il s'agit d'un modèle couramment utilisé en France. L'impact du nombre de passes sur la densité en place n'est pas linéaire, puisqu'il existe un optimal à partir duquel les passes supplémentaires ont plutôt tendance à destructurer le matériau et de ce fait à diminuer la densité. Deux modalités de compaction sont étudiées ici, une forte et une plus faible ; le nombre de passes réalisées est sélectionné suite à une étude de compactage sur planches d'essais, présentée dans le paragraphe V.3.2.

Epaisseur des couches
Selon Aguilar-Juarez (2000), des couches compactées d'épaisseur supérieure à 0,2 m ne seront que partiellement en aérobiose. La modélisation qu'il a réalisée montre en effet que la pénétration de l'oxygène est située dans les 20 cm superficiels. Il a donc été décidé pour cette étude de mettre en place des couches qui soient complètement atteintes par le processus aérobie et des couches d'épaisseur double, dont la moitié n'est pas oxygénée. En considérant dans une première approche un taux de compaction de 60 % (ordre de grandeur observé sur site), il a donc été décidé d'étaler le déchet selon des couches d'épaisseur 0,5 m avant compaction (qui auraient donc une épaisseur de l'ordre de 0,2 m après compaction) et des couches d'épaisseur 1 m (0,4 m estimé après compaction). L'épaisseur réelle de la couche obtenue après compaction est déterminée lors de l'étude préliminaire sur les planches d'essais de compactage, présentée dans le paragraphe V.3.2, puis au niveau de chaque couche des mini-casiers par un suivi géomètre.
Les modalités retenues sont présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Synthèse des modalités retenues pour l'étude mini-casiers

Facteur	Modalité
Granulométrie	Non broyé
	Broyage grossier
	Broyage fin
Compactage	Compaction forte
	Compaction faible
Epaisseur des couches	1 m avant compaction
	0,5 m avant compaction

V.2 Dimensionnement des mini-casiers

V.2.1 Enseignements de la littérature sur le dimensionnement de mini-casiers

Plusieurs expérimentations ont été menées à l'échelle de mini-casiers pour étudier l'impact de différentes modalités bioréacteur sur l'accélération de la dégradation, que ce soit à travers des techniques de recirculation des lixiviats, de préparation du déchet ou d'optimisation des conditions de stockage. La synthèse présentée ici (résumée dans le Tableau 11) porte l'accent sur les configurations de casiers sélectionnées et les principaux paramètres suivis ; elle ne se veut pas exhaustive, et présente quelques exemples pour lesquels les résultats ou l'absence de

résultats ont permis de conclure sur le dimensionnement de mini-casiers. Les modalités testées et les conclusions des différents auteurs ne sont ni présentées ni discutées ici, la sélection des études n'étant pas basée sur leur pertinence en termes de modalités d'optimisation de la biodégradation et de résultats obtenus.
Dans cette synthèse, sont appelées témoins les modalités pour lesquelles aucune procédure d'optimisation de la biodégradation n'est étudiée ; elles servent généralement de base de comparaison avec les autres modalités.

Sonoma County (Leckie et Pacey, 1979)

L'objectif de cette étude était de comparer différentes méthodes d'humidification du déchet. Cinq mini-casiers expérimentaux de 15 m x 15 m x 3 m de profondeur ont été remplis avec 425 t_{MH} d'OM (masse volumique à la mise en place de 0,63 $t_{MH}.m^{-3}$). La composition initiale de chaque casier a été déterminée en triant 14 échantillons de 140 kg par casier. Les différences de composition ne sont pas jugées significatives.

Les casiers ont été suivis sur une période de 2,5 ans, avec évaluation de la qualité et quantité des lixiviats, suivi de la composition du biogaz, de la température à différentes profondeurs au sein du massif de déchets et des tassements. Pour cela, les casiers sont séparés hydrauliquement, cependant l'étanchéité au gaz n'est pas nécessaire, puisqu'aucun bilan sur les volumes de biogaz produit n'est réalisé.

Les principales conclusions retenues par les auteurs concernant l'état de biodégradation sont obtenues sur le court terme à partir de l'analyse de la composition gazeuse (mise en place de la méthanogenèse) et de la qualité des lixiviats, puis sur le plus long terme à l'aide du suivi des tassements. Le suivi sur le long terme (deux ans minimum) est en effet important pour cette échelle expérimentale (par rapport à l'échelle laboratoire), afin de pouvoir détecter des évolutions significatives de la biodégradation.

Le suivi de la température à différentes profondeurs au sein du massif de déchets met en évidence un fort impact de la température ambiante (variations saisonnières entre 5 et 20 °C) sur la température au sein du massif (variations entre 10 et 30 °C), même s'il est atténué avec la profondeur. Ceci soulève la question de la représentativité d'un casier de faible épaisseur par rapport à un casier de hauteur usuelle (entre 10 et 20 m, en règle générale), puisque le premier sera plus soumis aux conditions atmosphériques, et à la diffusion surfacique d'O_2. Des contaminations d'air sont d'ailleurs observées, grâce au suivi des compositions de gaz.

Des différences au niveau des volumes de lixiviats ont été notées pour certains casiers. L'explication fournie est une hétérogénéité de perméabilité pour les couvertures des casiers. Le type de couverture utilisée n'est cependant pas précisé. Ce paramètre non contrôlé peut avoir un rôle majeur sur l'étude, qui porte sur l'ajout d'humidité, et fausser les résultats obtenus.

Tableau 11 : Synthèse d'expérimentations en mini-casiers et leurs principaux enseignements concernant le dimensionnement de mini-casiers

Etude (Référence)	Configuration des casiers					Suivi expérimental									Atouts	Faiblesses
	Taille (L x l Prof)	Tonnage	Type de déchet	Masse volumique humide ($t_{MH}.m^{-3}$)	Témoin	Durée	Gaz (Vol)	Gaz (Comp)	Lx (Vol)	Lx (Comp)	T	T°C	H	BMP		
Sonoma County (Leckie et Pacey, 1979)	15 m 15 m 3 m 5 casiers	425	OM (caracté risée)	0,63	OUI	2,5 ans		X	X	X	X	X			Suivi de la mise en place avec la composition du gaz et l'analyse des lixiviats, puis suivi long terme avec les tassements	Faible épaisseur : impact de la température extérieure et pénétration d'0_2 ? Hétérogénéité de perméabilité de couverture : infiltrations non contrôlées
(Ham et Bookter, 1982)	8 m 18 m 1,2 et 2,4 m 8 casiers	100 et 215	OM et DIB	Non précisé	OUI	6 ans		X	X	X	X	X				Casiers remplis sur 2 périodes différentes : variabilité de la météo et de la composition du déchet Epaisseur faible (1,2 m) sur la moitié des casiers : influence marquée de la température extérieure et pénétration d'O_2
Mountain View (Pacey 1989)	30 m 30 m 15 m 6 casiers	7500	Non précisé	Non précisé	OUI	5 ans	X	X			X	X		X	Système de dégazage passif (casiers en légère surpression pour éviter les entrées d'air)	Echantillons prélevés non représentatifs Infiltrations d'eau mises en évidence Fuites de gaz suspectées : pas de conclusion sur les volumes produits
Stockholm (Lagerkvist, 1991)	40 m 40 m 10 m 2 casiers	Non précisé	33 % OM 66 % DIB	0,4 et 0,8	OUI	< 1 an		X				X			Impact très court terme de la compaction/densité en place sur la phase aérobie	Etude stoppée car risque d'incendie Pluviométrie et infiltrations d'air non maîtrisées

Etude (Référence)	Configuration des casiers					Suivi expérimental									Atouts	Faiblesses
	Taille	Tonnage	Type de déchet	Masse volumique humide ($t_{MH}.m^{-3}$)	Témoin	Durée	Gaz (Vol)	Gaz (Comp)	Lx (Vol)	Lx (Comp)	T	T°C	H	BMP		
Spillenpeng landfill (Nilsson et Akesson, 1995 ; Nillsson et al., 1995)	35 m 35 m 2-9m 6 casiers	Non précisé	OM, DIB et boues	Non précisé	OUI	6 ans		X	X	X	X	X		X	Séparations hydrauliques des casiers	Faible fréquence d'analyse de gaz Infiltrations d'air suspectées pour certains casiers (dégazage actif sans géomembrane) Durées et vitesses de remplissage non identiques pour tous les casiers
Auchencarroch (Wingfield-Hayes, 1997 ; Burton et Watson-Craik, 1999)	28 m 30 m 5 m 4 casiers	Non précisé	OM (caracté risé)	0,7 à 1,2	OUI	1 an	X	X	X	X	X	X			2 casiers similaires (période d'un an avant recirculation) : mettent en évidence la variabilité des processus (analyses lixiviat)	Faible période de suivi Faible épaisseur des casiers
Landfill 2000 (Knox, 1997 Knox et al., 1999)	36 m 23 m 1,5-4m 2 casiers	1000	OM + boues (11 %)	0,9	OUI	4 ans	X	X	X	X		X		X	Géomembrane en surface pour l'étanchéité	Faible épaisseur : impact de la température extérieure Infiltrations de liquide
Yolo County (Augenstein et al., 2005a et 2005b)	30 m 30 m 13 m 2 casiers	8000	OM et DIB (sans inertes)	Non précisé	OUI	> 10 ans	X	X	X		X	X	X		Géomembrane en surface pour l'étanchéité, hauteur importante Suivi long terme	

Gaz (Vol) : Volume de gaz ; Gaz (Comp) : Composition du gaz ; Lx (vol) : Volume de lixiviat ; Lx (Comp) : Composition du lixiviat ; T : Tassements ; T°C : Température ; H : Humidité

Ham et bookter (1982)

Cette étude était initialement prévue pour évaluer les effets du broyage, et de la présence d'une couverture sur les processus de biodégradation au sein d'une ISDND. Elle a, par la suite, été étendue sur une période de 6 ans au suivi de l'impact de la hauteur de déchets, et de la mise en place de couches de déchets pré-biodégradés.

Un total de 8 casiers, de surface 9 m x 18 m ont été construits. Six d'entre eux avaient une profondeur de 1,2 m (100 tonnes de déchets), et les deux autres une profondeur de 2,4 m (215 tonnes de déchets). Les casiers ont été construits en déblai, avec 3 murs en ciment et un en bois. Le fond de chaque casier possède une couche de sable compacté, recouvert par une couche bitumineuse (2,5 cm) et une géomembrane (6 mm). Une couche de gravier est mise en place comme matériau drainant. Une fois remplis, les casiers sont recouverts de limon sablonneux. Les casiers 1 à 4 ont été construits et remplis simultanément avec une répartition aléatoire du déchet afin d'assurer une homogénéité. Les casiers 5 à 8 ont par contre été remplis deux ans plus tard. Un biais dû aux conditions climatiques est donc ajouté ; la composition du déchet entrant peut également avoir évolué.

Le déchet sélectionné est un mélange d'OM et de DIB. Les conditions opératoires sont les plus proches possibles des conditions ordinaires (même compacteur, épaisseur de couche et nombre de passes).

Les données collectées mensuellement incluaient : le suivi des volumes et qualités de lixiviats, la composition gazeuse à l'aide de tubes de prélèvements de gaz, placés au sein du massif de déchets, la température et les tassements.

Les résultats sur les quantités de lixiviats produits, en fonction du type de couverture, sont discutables, du fait de conditions climatiques différentes selon les casiers. Par ailleurs, du fait de la faible épaisseur de déchet, la seule différence notable en termes de tassements est due à la présence ou non de couverture. La température des casiers fluctue fortement (entre 0 et 40 °C) avec les variations saisonnières de température, toujours à cause de la faible épaisseur de déchets. Elle est en moyenne plus forte au départ pour les casiers non couverts, ce qui peut s'expliquer par une dégradation aérobie plus importante du fait d'une meilleure pénétration de l'O_2.

Mountain view (Pacey, 1989)

Le projet Mountain View a été réalisé à la suite d'une étude en laboratoire menée au début des années 80, qui a identifié des facteurs majeurs influençant la génération de biogaz. Il s'agit de l'addition d'eau, de l'addition d'une solution tampon, de l'ensemencement anaérobie, et de la recirculation de lixiviats.

Six mini-casiers de dimensions 30 m x 30 m x 15 m de profondeur ont été creusés en partie sommitale d'un casier existant (Figure 18). La séparation avec le casier sous-jacent et entre les différents mini-casiers est assurée par une couche d'argile. Les mini-casiers sont remplis avec en moyenne 7 500 tonnes de déchets, avec une teneur en eau initiale de 25 %. Ils sont ensuite recouverts d'une couche de gravier et d'un géosynthétique.

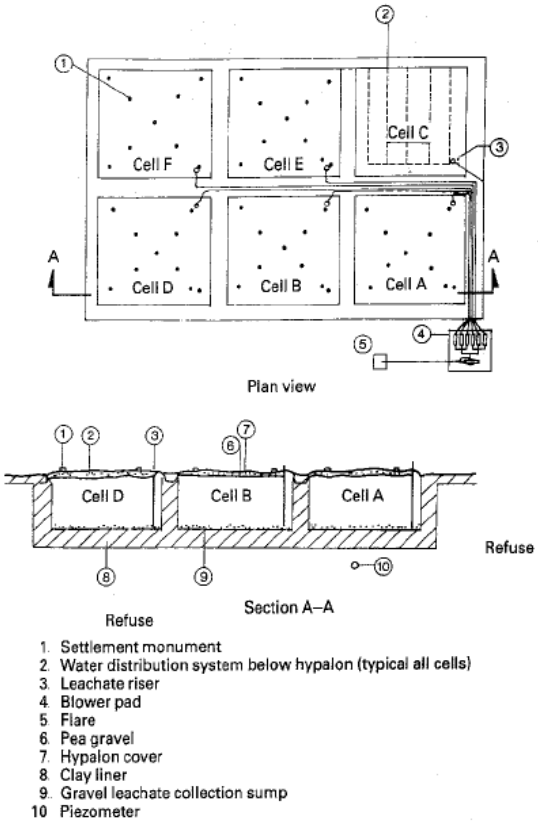


Figure 18 : Schéma des mini-casiers de Mountain View (Pacey, 1989)

Le biogaz produit dans chaque casier est capté séparément, par un système passif : les mini-casiers sont laissés en légère surpression dans le but d'éviter les entrées d'air. Une pompe est mise en fonctionnement lorsque les débits produits sont importants.

La production de biogaz par mini-casier et sa composition, ainsi que les tassements et la température ont été suivis sur une période de cinq ans, comme indicateurs de la biodégradation.

Par ailleurs, à la fin du projet, une caractérisation du déchet a été réalisée par forage, et prélèvement d'échantillons à différentes profondeurs dans chaque casier. Une partie des échantillons a été prélevée par forage à l'aide d'une tarière, afin de réaliser des analyses physico-chimiques. D'autres échantillons ont été prélevés par forage sur des plus petits diamètres, et préservés en conditions anaérobies, pour analyses microbiologiques et tests BMP. Ces derniers ayant été réalisés sur des faibles quantités, ils ne sont cependant pas représentatifs du déchet global (prélèvement des éléments de faible granulométrie uniquement et par conséquent contenu organique plus important).
Les résultats obtenus sont limités :

- les résultats sur les analyses de la matière organique et la production de biogaz sont contradictoires. Il est suspecté que les analyses de matière organique ne sont pas représentatives du fait du mauvais échantillonnage ;
- des infiltrations d'eau ont été mises en évidence ; la comparaison des différentes techniques d'humidification est donc impossible ;
- pas de conclusion possible sur la production de biogaz : en effet, des fuites sont suspectées.

Seul le suivi de la température et des tassements semblent indiquer que les casiers avec des techniques d'accélération de la dégradation ont effectivement subi une dégradation plus importante.

Stockholm (Lagerkvist, 1991)

A Stockholm, deux mini-casiers de 40 m x 40 m x 10 m de hauteur ont été mis en place, et remplis avec un mélange 33 % OM / 66 % DIB. Les déchets sont pré-broyés et homogénéisés par le compacteur avant mise en place au sein des casiers, qui diffèrent par leur mode de compaction.

La température dans le premier casier est rapidement montée à 80 °C. La différence peut s'expliquer par une forte diffusion de l'O_2 au sein du déchet non compacté, et donc par une dégradation aérobie accrue. Afin d'éviter tout risque d'incendie, le casier a été compacté à posteriori, et arrosé d'eau froide. Cet ajustement a pu fausser les conditions expérimentales. Par ailleurs, il semble difficile de conclure sur cette étude à plus long terme, à cause des différences opérationnelles entre les casiers (pluviométries et infiltrations différentes).

Spillenpeng landfill (Nilsson et Akesson, 1995 ; Nillsson et al., 1995)

Cette étude s'intègre dans un programme de recherche suédois mené dans les années 80, sur trois sites, dans le but d'optimiser la production de biogaz. L'objectif principal est d'évaluer l'impact de la composition du déchet sur la production de biogaz. Le projet à Spillepeng Landfill a débuté en 1989.

Six mini-casiers ont été construits, avec des configurations semblables et séparés entre eux par des diguettes en argile. La surface au sol est de 35 m x 35 m, et la profondeur varie entre 9 et 2 m (Figure 19). Les casiers sont recouverts par une couche de 0,5 m d'argile, et sont étanchéifiés en fond par une géomembrane. Chaque casier est hydrauliquement séparé et possède son système de collecte des lixiviats. Ils sont également dégazés indépendamment, par un système actif de drains horizontaux (2 niveaux de 5 drains horizontaux reliés à un puits vertical central) mis en dépression par un réglage manuel.
Les mini-casiers sont remplis chacun avec une composition particulière de déchet. Les masses volumiques à la mise en place, durées et vitesse de remplissage ne sont pas rigoureusement identiques pour tous les casiers, ce qui peut causer un biais expérimental pour la comparaison des différentes modalités.

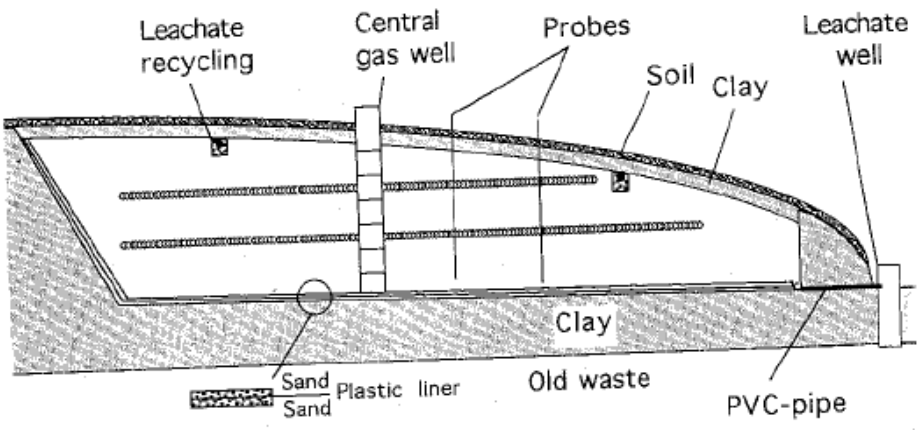


Figure 19 : Configuration des mini-casiers de Spillenpeng landfill (d'après Nillson et Akesson, 1995)

Le monitoring des mini-casiers est le suivant :

- suivi hebdomadaire des quantités de lixiviats produites par relevé des niveaux dans les puits de chaque casier,
- prélèvement d'échantillons de lixiviats et de biogaz pour analyse 6 à 8 fois par an, ce qui semble relativement faible,
- prélèvements annuels de déchets à différentes profondeurs dans chaque casier,
- mesure de la température à partir de la température des gaz extraits.

Le suivi de la qualité du biogaz permet de conclure quant à la mise en place de la méthanogenèse. Cependant des températures anormalement élevées dans certains casiers pourraient indiquer des infiltrations d'oxygène, ce à proximité des puits de captage de biogaz. Si c'était le cas, la production de méthane pourrait en être influencée, et l'étude non concluante.

Les différences de tassements ne sont pas significatives d'un casier à l'autre et ne permettent pas de conclure.

Auchencarroch (Wingfield-Hayes, 1997 ; Burton et Watson-Craik, 1999)

L'ISDND expérimentale de Mid Auchencarroch (Ecosse) a été construite pour évaluer différentes techniques de maintien de conditions anaérobies et d'amélioration de la dégradation du déchet pour des casiers peu profonds (définis ici comme inférieurs à 8 m).

Quatre mini-casiers de 28 m x 30 m x 5 m de profondeur ont été construits en déblai et remplis avec de l'OM, préalablement caractérisée. Une grande attention est apportée à l'homogénéité du déchet entre les différents casiers. Le déchet a été placé en couches d'épaisseur 1,5 à 2 m, puis compacté à l'aide d'une pelle mécanique (18 tonnes).

Les casiers sont recouverts par une couverture de 1,2 m d'argile et 0,9 m de terre végétale. Afin de capter le biogaz et de collecter et redistribuer les lixiviats, deux couvertures drainantes ont été mises en place en fond et en sommet de casier. Les lixiviats sont pompés par un puits placé au centre du casier, et redistribués par une tranchée drainante en surface du casier et sous la couverture, à hauteur de 10 m^3 par semaine. Le captage du biogaz est un système passif, sans dépression. Chaque casier est relié à un débitmètre gaz indépendant. Le suivi du débit de gaz produit a cependant été réalisé sur 4 mois seulement.

Les tassements sont suivis par 6 repères en ciment placés en surface de casier, sur la couverture. La température au sein de chaque casier est mesurée en deux endroits (centre et périphérie), à l'aide d'une série de thermocouples (fond de casier, centre et haut de casier).
La masse volumique humide à la mise en place a été calculée à la fois à partir du rapport tonnage entrant sur volume des casiers, et par des tests d'excavation en surface. Un suivi qualitatif et quantitatif des lixiviats a été réalisé.

Le suivi des tassements n'a pas pu dégager de différences significatives d'un casier à l'autre. Ceci peut s'expliquer par la faible épaisseur des casiers, ou par la relativement courte période de suivi (1 an).

L'analyse de la composition gazeuse a au contraire permis de mettre en évidence une mise en place plus rapide de la production de méthane pour les casiers avec du déchet pré-traité. De même, ces casiers ont un rapport CH_4 / CO_2 plus important en phase de méthanogenèse

stabilisée (1,3 au lieu de 1). Le suivi des quantités de biogaz produit n'ayant débuté que tardivement ne permet par contre pas de dresser de conclusions pertinentes.

La température des casiers se situe autour de 20 °C, avec une tendance à diminuer, probablement à cause de la faible profondeur des casiers. Bien que l'on se situe au voisinage de la limite basse du domaine mésophile, les compositions gazeuses indiquent une activité méthanogène.

L'analyse du pH des lixiviats permet de situer les casiers par rapport aux différentes étapes de la méthanogenèse. Ceci est confirmé par l'analyse des acides gras volatils dans les lixiviats.

Une forte variabilité des processus de biodégradation dans un casier de décharge a également été mise en évidence, à partir du suivi lixiviat : en effet, pour deux casiers ayant subi les mêmes conditions expérimentales, les analyses de lixiviat divergent.

Landfill 2000 (Knox, 1997 ; Knox et al., 1999)

Le projet Landfill 2000, conduit de 1991 à 1995, s'inscrit dans la continuité de l'étude menée à Brougborough (UK), mais sur une échelle plus petite. L'objectif de cette étude était de tester l'influence de la recirculation sur la biodégradation du déchet.

Deux casiers de 36 m x 23 m x 1,4 à 5 m de profondeur ont été construits et remplis avec 1000 t_{MH} de déchets chacun (masse volumique humide de 0,9 $t_{MH}.m^{-3}$), dont 11 % de boues (Figure 20). Les casiers sont rendus étanches par une géomembrane. Ce confinement permet la collecte et la mesure des lixiviats et du biogaz. Un casier fait l'objet d'une recirculation de lixiviats alors que le second est un témoin. Les conditions du témoin sont nettement défavorables, puisqu'il s'agit d'une tombe sèche.

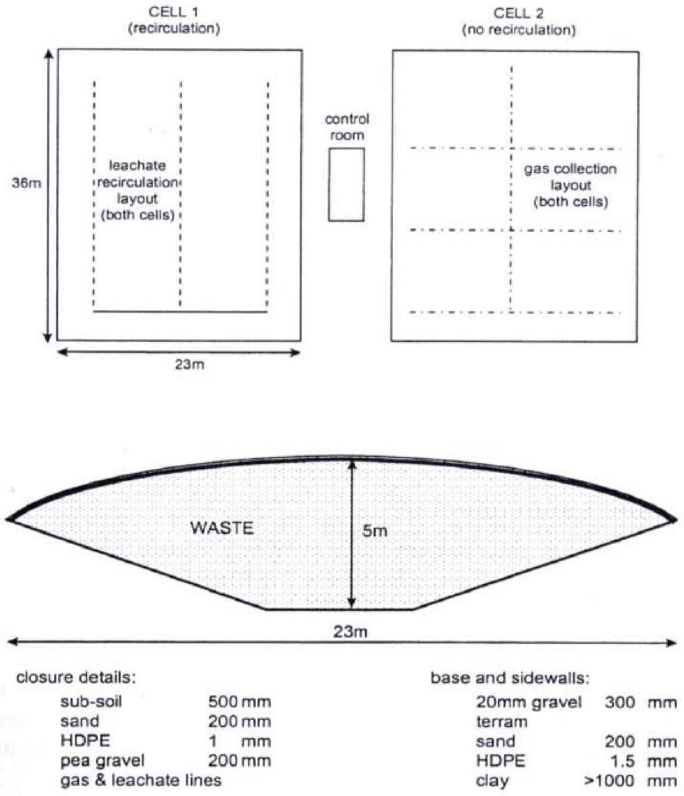


Figure 20 : Schéma de configuration des mini-casiers du projet Landfill 2000 (Knox, 1999)

Les paramètres suivis sont :

- le volume et la composition du biogaz : extraction passive, mesures ponctuelles du débit, puis installation d'un débitmètre pour des mesures en continu,
- la température,
- le volume et la qualité des lixiviats,
- l'évolution de la biodégradation des déchets, par prélèvements et tests BMP.

La température au sein du déchet n'a jamais dépassé 15 °C, à cause de la faible profondeur des casiers. Cela ne semble cependant pas avoir inhibé la méthanogenèse.
Des essais de traçage au lithium ont été effectués, qui ont permis de déterminer un temps de rétention de l'ordre de 1 an, mais également la présence de chemins préférentiels.
Les principaux atouts de cette étude sont la présence d'un casier témoin et l'étanchéité des casiers, qui permet d'assurer une isolation des casiers et de réaliser un bilan matière. Des infiltrations de liquide ont cependant été remarquées, ce qui peut laisser supposer que l'étanchéité au gaz n'était pas non plus parfaite.

Yolo County (Augenstein et al., 2005 a et 2005b)

Dans le cadre du projet XL, deux cellules tests ont été mises en place à Yolo County, à partir de 1994. Ces casiers, de surface 30 m x 30 m et avec une profondeur de 13 m reçoivent environ 8 000 t_{MH} de déchets chacun, de type OM et DIB (sans inertes). Le ratio et la composition exacte ne sont pas précisés. L'objectif est de tester l'influence d'une addition de liquide sur la biodégradation. Les casiers expérimentaux comportent un système de drainage des lixiviats en fond de casier, et une bande drainante en surface pour collecter le gaz. Ils sont recouverts d'une géomembrane pour assurer une bonne étanchéité, et placés en légère dépression pour éviter les fuites de biogaz. L'addition de lixiviats est réalisée à partir de points d'injection en surface, espacés de 8 m environ.

L'instrumentation mise en place comporte un ensemble de 12 thermistances par casier et de 15 à 25 sondes d'humidités (TDR), situées à trois profondeurs différentes (en fond de casier, à 4,5 m du fond et à 1 m de la surface). Les quantités de lixiviats produits, les volumes et composition du biogaz sont également suivis.

Les résultats obtenus indiquent, contrairement à la plupart des études précédentes, des températures au sein des casiers de l'ordre de 30 à 50 °C, peu dépendantes des fluctuations météorologiques. Ceci peut être expliqué par la présence de la géomembrane qui isole le casier des conditions ambiantes et de la pénétration de l'O_2. Ces températures sont plus élevées en surface qu'en fond de casier, ce qui peut être dû à l'ascension de la chaleur du fond du casier vers les couches supérieures de déchet. Le suivi des quantités de CH_4 produites montre une mise en place rapide de la méthanogenèse pour les deux casiers, mais une stagnation de la production pour le casier sans recirculation, sur le plus long terme. Le suivi des tassements relatifs (définis comme le ratio de la variation de hauteur sur la hauteur initiale) sur 4 ans confirme cette accélération de la biodégradation pour le casier recirculé : la différence est en effet significative entre les deux casiers (16 % de tassements contre 4 % seulement pour le casier témoin). Enfin, des prélèvements de déchets pour mesure de teneur en eau permettent d'évaluer l'augmentation de teneur en eau du déchet due à la recirculation.
Les avantages majeurs de cette étude sont la présence d'une cellule témoin et un suivi sur le long terme (supérieur à 10 ans). Ce témoin est néanmoins une tombe sèche (présence de la géomembrane), ce qui tend à accentuer les résultats obtenus.

V.2.2 Application à la présente étude

Globalement, cette synthèse souligne la difficulté de suivre et de maîtriser les processus biologiques à cette échelle. Peu d'études permettent en effet réellement de conclure quant à l'optimisation de la biodégradation du déchet. La représentativité des essais par rapport à un mode de remplissage usuel, semble satisfaisante pour toutes les études citées :

- la taille permet un mode d'exploitation normal : mêmes engins utilisés pour le remplissage, mêmes conditions environnementales ;
- les quantités de déchets en jeu sont suffisantes pour assurer une homogénéité du déchet entre les différents casiers.

L'application de ce constat à cette étude en mini-casiers permet d'en déterminer le dimensionnement. La taille des engins utilisés définit dans un premier temps la largeur minimale des casiers, nécessaire pour un fonctionnement normal. Le compacteur utilisé mesurant 4 m de large, et en considérant 3 largeurs de compactage, la largeur des casiers est fixée à 13 m. Par ailleurs, afin d'assurer une bonne homogénéité du déchet entre les différentes couches, un tonnage minimal de 50 t_{MH} par prise (représentativité du DIB, selon l'ADEME) est nécessaire, ce qui correspond, avec une masse volumique de 0,6 $t_{MH}.m^{-3}$ et une épaisseur de couche compactée de 0,2 m, à une surface de 400 m^2 environ. La longueur minimale correspondante est de 30 m. Une présentation détaillée de la configuration des mini-casiers est présentée dans le paragraphe VI.1.

Certaines configurations de casiers entrainent des biais expérimentaux. Le paramètre majeur concerne l'étanchéité des casiers (que ce soit à l'air ou à l'eau), puisqu'elle détermine les conditions physico-chimiques (température, humidité, potentiel d'oxydoréduction…) dans lesquelles le déchet est placé, et donc sa biodégradation.

Concernant l'étanchéité à l'air, plusieurs études mettent en évidence :

- des entrées d'air : en l'absence d'une étanchéité totale des mini-casiers (présence d'une géomembrane), l'air pénètre dans la couche supérieure de déchets. La profondeur de pénétration est augmentée dans le cas d'un dégazage actif (mise en dépression) des mini-casiers (Nillson et al., 1995). Ce phénomène est d'autant plus perturbant pour les conditions de stockage, que la profondeur des casiers est faible. En effet, pour des casiers de l'ordre de 1 à 3 m d'épaisseur (Leckie et Pacey, 1979 ; Ham et Bookter, 1982), la majorité du déchet se trouve en conditions aérobies et est influencée par la température extérieure, et n'est de ce fait pas représentative d'un casier de stockage de taille réelle ;
- une mauvaise isolation thermique : même en présence d'une géomembrane (Knox et al., 1999), le mini-casier peut être soumis aux fluctuations de température extérieure si l'isolation thermique n'est pas suffisante (couverture trop fine ou épaisseur de déchet trop faible). Les flores microbiennes en jeu ne sont alors pas les mêmes que pour un casier de stockage en conditions mésophiles ou thermophiles ;
- ou des fuites de biogaz (Pacey, 1989) : contrairement aux cas précédents, ceci n'entraine pas forcément de modifications des conditions de biodégradation du déchet, et donc des erreurs expérimentales, mais empêche également de réaliser un suivi quantitatif du biogaz produit.

Dans le cadre de cette étude, l'installation d'une géomembrane sur tous les mini-casiers n'est pas envisageable. Il a donc été décidé de ne pas mettre en fonctionnement le dégazage pendant toute la durée du suivi de la mise en place de la méthanogenèse, afin de laisser une légère surpression au sein des mini-casiers (due à la production de biogaz) et ainsi éviter les

entrées d'air. L'épaisseur des mini-casiers est de plus dimensionnée pour assurer que la majorité du déchet soit en conditions anaérobies et non soumis aux fluctuations de la température ambiante : en considérant une profondeur maximale de pénétration de l'oxygène de 75 cm (Aguilar-Juarez, 2000), une hauteur totale de déchet de 5 m permet de limiter la zone aérobie à 15 % du casier.

Concernant l'étanchéité à l'eau, l'objectif à atteindre n'est pas d'empêcher toute entrée d'eau dans les mini-casiers, mais d'assurer une infiltration similaire pour les différents casiers. En effet, des infiltrations différentes pour les modalités testées peuvent évidemment empêcher de conclure quant à l'impact d'un procédé d'humidification (Pacey, 1989), mais également pour tout autre procédé d'optimisation de la biodégradation puisqu'elles modifient les conditions de stockage du déchet (humidité et température). Les mini-casiers doivent donc être soumis aux mêmes conditions environnementales (pluviométrie, évapotranspiration, température ambiante), et non remplis sur des périodes différentes (Ham et Bookter, 1982). Par ailleurs, le type de couverture et sa date de mise en place influent également beaucoup sur les infiltrations (Leckie et Pacey, 1979).

La configuration des mini-casiers sélectionnée pour cette étude ne permet pas de réaliser de bilan hydrique (absence de géomembrane en fond de casier et de séparation hydraulique entre les casiers), mais les infiltrations de liquide sont rendues homogènes sur les différents casiers, afin de ne pas causer d'erreurs expérimentales. Pour cela, le remplissage doit s'effectuer dans la mesure du possible simultanément sur les différents mini-casiers, et une couverture identique sera mise en place le même jour sur tous les casiers.

Malgré ces précautions de dimensionnement et de remplissage, des réponses différentes ont été obtenus pour des mini-casiers opérés selon les mêmes modalités (Burton et Watson-Craik, 1999). Ceci souligne la nécessité d'avoir un casier témoin et si possible des répétas, afin de pouvoir estimer la variabilité de la biodégradation pour des conditions expérimentales similaires.

Il a donc été décidé de réaliser dans cette étude deux casiers témoins, qui serviront de base de comparaison et permettront d'évaluer les variabilités de résultats pouvant être obtenus.

Par rapport au suivi expérimental de la biodégradation, la synthèse bibliographique met en évidence la nécessité d'une étanchéité totale pour quantifier les volumes de biogaz (Knox et al. 1999 ; Pacey, 1989 ; Augenstein et al., 2005a) et de lixiviat (Leckie et Pacey, 1979 ; Pacey, 1989, Knox et al., 1999) propres à chaque casier. Cependant, plusieurs études ont montré la possibilité de suivre la mise en place de la méthanogenèse sur le court terme à partir des concentrations en biogaz uniquement (Leckie et Pacey, 1979 ; Nillson et al., 1995 ; Burton et Watson-Craik, 1999). L'analyse de la température est également une donnée importante, puisqu'elle permet à la fois d'évaluer l'étanchéité des mini-casiers et de connaître les conditions de biodégradation du déchet. Pour un suivi sur le plus long terme, une mesure des tassements peut également être réalisée (Burton et Watson-Craik, 1999 ; Augenstein et al., 2005) ainsi que des prélèvements de déchets pour analyses (Pacey, 1989 ; Knox et al., 1999 ; Augenstein et al., 2005a). Ces prélèvements doivent cependant être réalisés sur des quantités suffisantes pour être représentatifs, ce qui n'est pas forcément compatible avec la poursuite de l'étude (prélèvements destructifs des mini-casiers).

Etant donnée la configuration des mini-casiers sélectionnée pour cette étude (absence de géomembrane, absence de séparation hydraulique entre les différents casiers), aucun suivi

quantitatif n'est mis en place. La vitesse de la mise en place de la méthanogenèse est évaluée à partir de mesures de la concentration du biogaz. Un suivi de la température en différents points des mini-casiers est également réalisé. Sur le plus long terme, une mesure des tassements est prévue, elle ne sera pas présentée dans cette étude.

V.3 Tests préalables

V.3.1 Sélection et caractérisation du déchet

V.3.1.1 Sélection du déchet

Afin de s'assurer d'un remplissage des mini-casiers constant dans le temps et similaire entre les différents casiers, une première étape de sélection d'un flux suffisant et homogène à partir de la base de données du site a été nécessaire.

- Pour les OM, il a été admis qu'à partir du moment où elles proviennent d'un même type de centre de transfert (avec pré-traitement comparable et recevant des flux significatifs), les différents arrivages pouvaient être considérés comme similaires. Les quantités mises en place par couche sont en effet largement supérieures aux 500 kg recommandés par l'ADEME (1993) pour représentativité. Leur composition est supposée identique à la composition type MODECOM™ 93 (ADEME, 1993).
- Pour les DIB, une campagne de caractérisation visuelle a été nécessaire, l'objectif étant de trouver un flux homogène de 200 à 300 tonnes de DIB par jour. Les critères de sélection reposaient sur la présence d'éléments de granulométrie importante, la stabilité du flux (DIB en mélange, absence de bennes mono-matériau) et un ratio volumétrique de carton/plastiques/bois qui semble constant. Bien que très subjectifs, ces critères ont permis d'écarter des flux désignés comme DIB qui étaient par leur composition et granulométrie très proches d'une OM ou des flux non stables dans le temps. Trois sources d'approvisionnement ont été sélectionnées pour les DIB, issues de centres de tri pratiquant des préparations similaires.

V.3.1.2 Caractérisation granulométrique

Une fois le flux de DIB sélectionné, une caractérisation de la composition et de la granulométrie du déchet a été réalisée, ainsi que des prélèvements pour analyses complémentaires. Pour cela, un criblage est réalisé ; cette méthodologie, issue de la science des sols, doit être adaptée au matériau déchet. En effet, un criblage se réalise usuellement sur un échantillon sec, afin de permettre une bonne séparation des éléments fins. Cette méthodologie n'est cependant pas applicable à l'échelle de cette étude. Par ailleurs, la composition particulière du déchet (éléments plats tels que les films plastiques) peut gêner le passage d'éléments fins à travers les mailles des cribles et de ce fait surestimer les fractions grossières.

Pour la détermination de la répartition granulométrique, une benne (environ 20 t_{MH}) de déchet brut a été criblée à l'aide d'un crible motorisé de type Warrior 1400 (Figure 21), permettant la séparation en différentes granulométries. Equipé de 2 grilles vibrantes superposées, cet engin est capable de répartir un flux de déchets en 3 fractions granulométriques fines, intermédiaires et grossières.

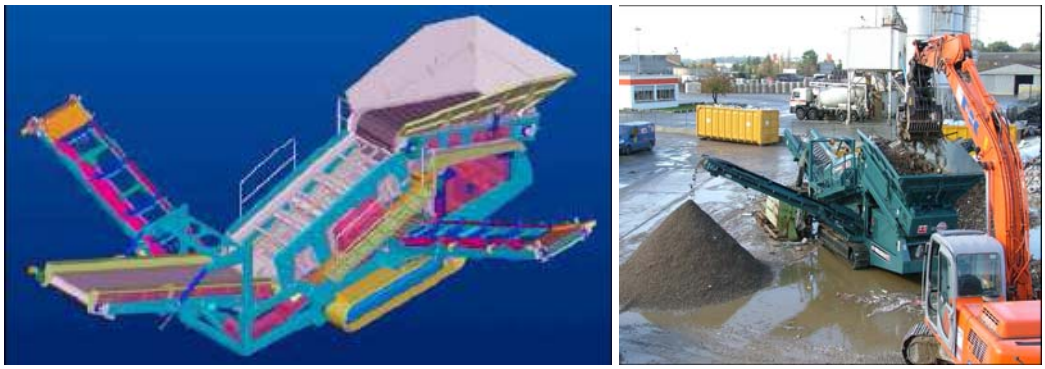


Figure 21 (a) Schéma 3D du crible vibrant Warrior 1400 (b) Crible en opération

Initialement, le Warrior est équipé de 2 grilles de taille 100 et 200 mm, permettant de répartir le déchet testé en 3 fractions < 100 mm, [100 – 200 mm] et > 200 mm. Dans un second temps, des grilles de 20 et 50 mm ont été installées de manière à cribler la fraction < 100 mm en 3 lots : [0 - 20 mm], [20 – 50 mm], [50 – 100 mm]. Enfin, une grille de taille 300 mm a été mise en place pour répartir la fraction > 200 mm en 2 lots : [200 – 300 mm], et > 300 mm. Le déchet ainsi criblé est séparé en 8 bennes servant à la pesée des déchets.

Figure 22 (a) Plaque métallique à orifices circulaires (b) Grille à mailles carrées

Deux types de cribles ont été utilisés : des plaques perforées à mailles circulaires de 200 et 300 mm (Figure 22a) et des grilles à mailles carrées de 100, 50 et 20 mm (Figure 22b). Il est nécessaire de distinguer ces deux criblages. Conventionnellement en mécanique des sols, la dimension équivalente représente le côté de la maille carrée du tamis ou le diamètre de la maille circulaire que les constituants solides peuvent juste traverser. Il faut remarquer que suivant la forme des éléments, côté du carré et diamètre n'ont pas les mêmes pouvoirs tamisants. Pour des grains de sols de forme courante, des expériences ont montré qu'à pouvoir tamisant égal, le diamètre D d'un orifice circulaire et le côté d d'une maille carrée de tamis sont généralement dans le rapport D/d = 1,25. Dans le cas des déchets, qui peuvent comporter des éléments allongés ou en nappe, cette approximation est une hypothèse forte, mais elle est retenue ici, en l'absence d'autre corrélation possible.

Sur cette base, une correspondance entre les deux types de cribles peut être réalisée
(Tableau 12
Tableau 12). Dans le domaine des déchets, l'utilisation de trommels à mailles circulaires étant courante dans les centres de tri, il semble plus naturel de privilégier le dimensionnement des constituants sur la base d'une taille équivalente à mailles circulaires.

Tableau 12 : Correspondance entre cribles à mailles circulaires et grilles à mailles carrées

Taille et forme des mailles	**300 mm (ronde)**	**200 mm (ronde)**	**100 mm (carrée)**	**50 mm (carrée)**	**20 mm (carrée)**

Taille équivalente à mailles circulaires	300 mm	200 mm	125 mm	62,5 mm	25 mm
Taille équivalente à mailles carrées	240 mm	160 mm	100 mm	50 mm	20 mm

Une courbe de répartition granulométrique du déchet brut, exprimée en $\%_{MH}$ cumulés des passants peut ainsi être tracée (Figure 23), sur la base d'une taille équivalente à maille ronde.

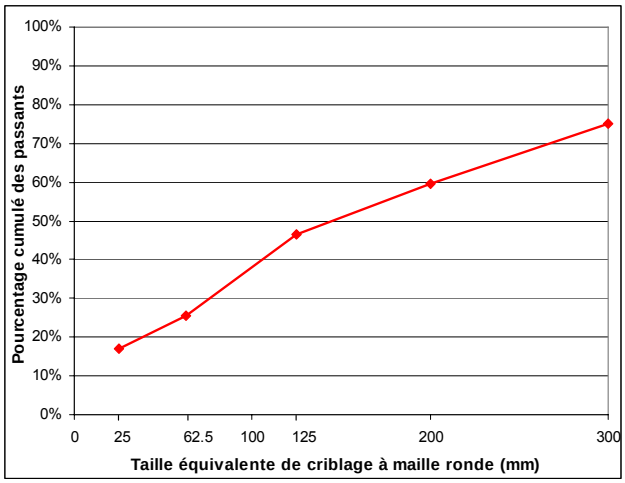


Figure 23 : Courbe de répartition granulométrique du déchet brut, exprimée en $\%_{MH}$

Globalement la fraction fine est sous-estimée, du fait de la présence importante d'éléments plats, qui bloquent le passage des éléments fins dans les cribles inférieurs, et de l'adhérence des particules fines sur les particules plus grossières.

V.3.1.3 Caractérisation de la composition et de la teneur en eau du déchet

Pour la caractérisation de la composition et les échantillonnages complémentaires, une benne (environ 20 tonnes) de déchet brut a été broyée (Broyeur DOPPSTADT, réglé sur la granulométrie fine). Des échantillons du déchet broyé (environ 1,3 t_{MH} au total) ont ensuite été prélevés, afin de :

- réaliser une caractérisation : échantillon de 500 kg_{MH}, trié entièrement selon la procédure MODECOM™ ;
- réaliser une mesure de la teneur en eau : échantillon de 200 kg_{MH}, broyé plus finement (granulométrie < 20mm), homogénéisé puis quarté pour ne prélever que 20 kg_{MH} pour séchage à 105 °C ;

Les compositions sont présentées dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Composition du DIB sélectionné pour l'étude mini-casiers

Fraction	**Pourcentage massique ($\%_{MH}$)**
Papiers, cartons, composites	16,4
Bois	32,1
Textiles, textiles sanitaires	2,8
Métaux ferreux, Métaux non ferreux	3,2
Combustibles non classés	5,3
Plastiques	7,2
Inertes, incombustibles	9,8
Déchets dangereux	0,4
Putrescibles	1,0
Autres déchets	0,0
Fines < 20 mm	21,9

Une teneur en eau de 21,1 $\%_{MH}$ a été mesurée.

V.3.2 Impact de la compaction sur la masse volumique humide en place pour différents types de déchets

V.3.2.1 Description des essais de compactage

Des planches d'essais de compactage ont été réalisées préalablement aux essais mini-casiers afin de déterminer les modalités de compaction, et d'estimer les tonnages de déchets à apporter par couche (Figure 24). Ce test est réalisé pour les différents types de déchets utilisés pour le remplissage des mini-casiers : l'OM, le DIB brut, le DIB broyé finement et le DIB broyé grossièrement. Pour cela, une zone dégagée de 15 m x 15 m est préparée. Après un relevé topographique de la zone, une quantité connue de DIB est placée par une pelle à grappin, sur une épaisseur de 50 cm. Puis la pelle est déplacée sur le déchet pour positionner le déchet selon les conditions de remplissage utilisées pour les mini-casiers. Le compacteur effectue 2, 4, 6 et 8 passes en les croisant : les passes 1 et 2 dans la direction Nord-Sud puis 3 et 4 dans la direction Est-Ouest, etc. Le croisement des passes permet de s'assurer de l'homogénéité du compactage et donc de déduire l'effet du nombre de passes sur la densité sur une surface plus importante (évitant ainsi les effets de bords).

Un relevé topographique est fait par GPS à chaque étape afin de déterminer l'impact de chaque passe sur la densité.

Broyage du DIB sur la planche d'essais et pose du déchet au grappin sur 50 cm

Passage de la pelle à grappin sur la planche d'essais

Passage du compacteur sur la planche d'essais

Figure 24 : Essai préliminaire de l'impact de la compaction sur la densité pour différents types de déchets

V.3.2.2 Résultats des essais de compactage

La Figure 25 présente l'évolution de la masse volumique en place en fonction du nombre de passes réalisées, pour différents types de déchets ; sur ce graphique, le nombre de passe 1 correspond au passage de la pelle.

En considérant une erreur de 2 cm sur la mesure GPS et de 50 kg sur la mesure du poids de déchets, la densité est calculée avec une erreur de 6 %. La courbe en rouge indique la valeur de densité moyenne pour les quatre types de déchets, avec l'erreur de 6 %.

Ces résultats indiquent que :

- la masse volumique en place du DIB brut foisonné est plus faible (de l'ordre de 0,2 $t_{MH}.m^{-3}$) que celles des autres déchets (de l'ordre de 0,25 $t_{MH}.m^{-3}$) ;

- les masses volumiques après compactage sont similaires pour les trois granulométries de DIB (non broyé, broyé grossièrement et broyé finement) ; elles sont de l'ordre de 0,4 t_{MH}/m^3 après 8 passes ;
- la masse volumique en place de l'OM est légèrement supérieure (0,47 $t_{MH}.m^{-3}$ après 8 passes) ; ceci ne correspond pas nécessairement à une densification plus forte, la composition et donc la masse volumique des constituants solides étant différentes de celles du DIB ;
- contrairement aux essais présentés dans la littérature (Marques et al., 1998), il n'y a pas de phénomène de défoisonnement du déchet entre 6 et 8 passes et la masse volumique augmente de manière significative entre 6 et 8 passes (augmentation de 12 %, 5 %, 6 % et 10 % pour respectivement le DIB brut, le DIB broyé grossièrement, le DIB broyé finement et l'OM).

Ces valeurs de masse volumique, de l'ordre de 0,45 $t_{MH}.m^{-3}$, sont relativement faibles par rapport aux valeurs usuellement observées sur les ISDND ou même en mini-casiers. Une explication pourrait être que les valeurs de masse volumique sur site sont généralement calculées à partir du tonnage entrant dans un casier rapporté au volume total ; elles ne sont donc pas représentatives d'une couche seule de déchets, mais prennent en compte l'effet du poids de la colonne de déchets sur la masse volumique en place. Par ailleurs, d'autres éléments de forte densité peuvent être ajoutés au casier, tels que des inertes, des boues ou des couvertures provisoires.

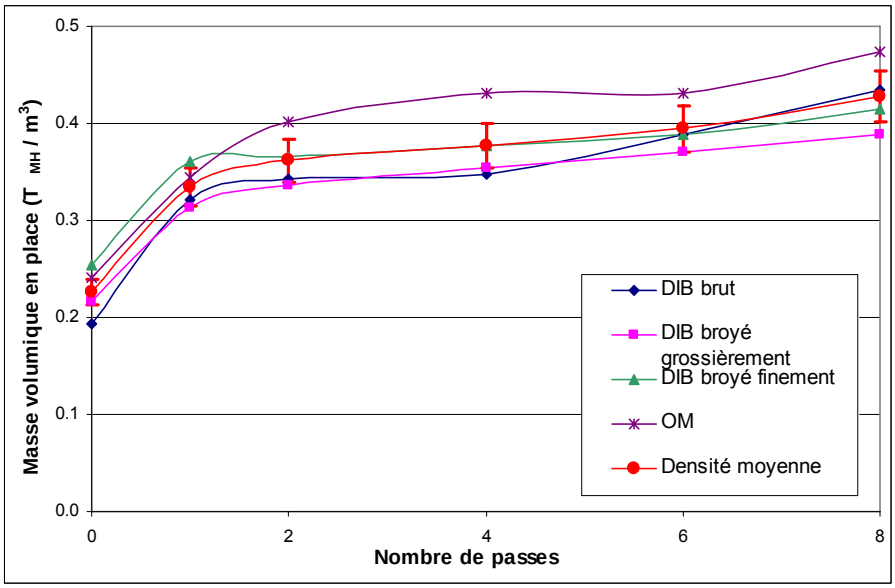


Figure 25 : Essais de compactage : impact du nombre de passes sur la masse volumique de différents déchets

V.3.3 Impact du broyage et du compactage sur la granulométrie

V.3.3.1 Description des essais granulométriques

Bien que les documentations techniques d'un broyeur permettent de se faire une idée sur son rendement, ces dernières précisent rarement la taille nominale du matériau après broyage, et quand une valeur est précisée, bien souvent sa définition n'est pas mentionnée. En mécanique des sols, on appelle diamètre nominal de broyage d_{85} la taille de criblage en mm correspondant à 85 % de passants ; c'est la définition qui est retenue dans cette étude. De même la distribution granulométrique du déchet après broyage est rarement spécifiée. Pourtant, par analogie avec les sols, la répartition du spectre granulométrique est

certainement la caractéristique influant le plus sur les propriétés mécaniques du déchet (à travers les mécanismes de distorsion, d'effondrement ou encore de migration des fines à travers la macro-structure). Cette distribution granulométrique d'un broyat dépend :

- du type de matériau (bois, plastiques, composites, etc.) et de sa distribution granulométrique avant broyage,
- des principales caractéristiques du broyeur et de son ouverture moyenne.

Dans le cadre de l'étude de l'impact de différentes modalités de remplissage sur le comportement des déchets en conditions de stockage, une pré-campagne de caractérisation granulométrique après broyage est par conséquent nécessaire, afin d'une part d'affiner la sélection des futurs paramètres de broyage à partir du déchet pressenti pour le remplissage des casiers, et d'autre part de connaître les caractéristiques du déchet en place.
Par ailleurs, afin de déterminer la taille de broyage minimale ayant un impact sur le déchet à l'enfouissement, il convient d'évaluer l'apport de la phase de compactage en termes de broyage équivalent du déchet. Ainsi, si pour un déchet donné, le compactage seul permet d'obtenir un matériau de granulométrie inférieure à 600 mm, un broyage à 800 mm en amont n'aura probablement aucun intérêt.

A partir du flux de DIB sélectionné pour l'étude, et préalablement caractérisé, cinq lots d'environ 20 t_{MH} de déchets, ont été échantillonnés et triés par répartition granulométrique à l'aide du crible motorisé Warrior, selon le protocole présenté dans le paragraphe V.3.1.2.

Les broyeur et compacteur utilisés dans cette étude préliminaire sont ceux utilisés pour le remplissage des mini-casiers : broyeur DOPPSTADT et compacteur Carterpillar 826H.

Les modalités testées sont :

- DIB brut,
- DIB broyé grossièrement : le broyeur est utilisé sans rallonges de peigne,
- DIB broyé finement : le broyeur est muni des rallonges de peigne,
- DIB brut compacté faiblement : du déchet brut est étalé sur une planche de 25 m de long par 10 m de large, sur une épaisseur de 0,5 m, et compacté suivant 4 passes,
- DIB brut compacté fortement : même procédure que précédemment mais avec 8 passes du compacteur.

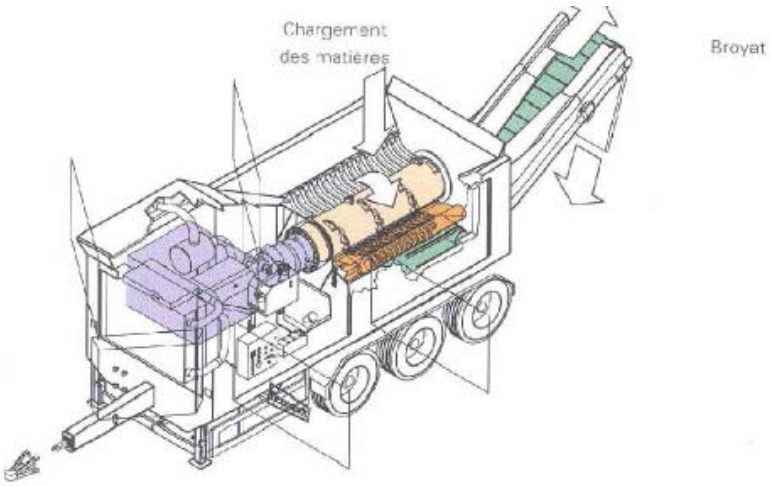


Figure 26 : Vue générale du broyeur DOPPSTADT, détail des couteaux et schéma constructeur

V.3.3.2 Résultats de la caractérisation granulométrique

Les courbes de répartition granulométrique des différentes modalités de broyage et compactage, exprimées en pourcentages cumulés de masses humides, sont présentées sur la Figure 27.

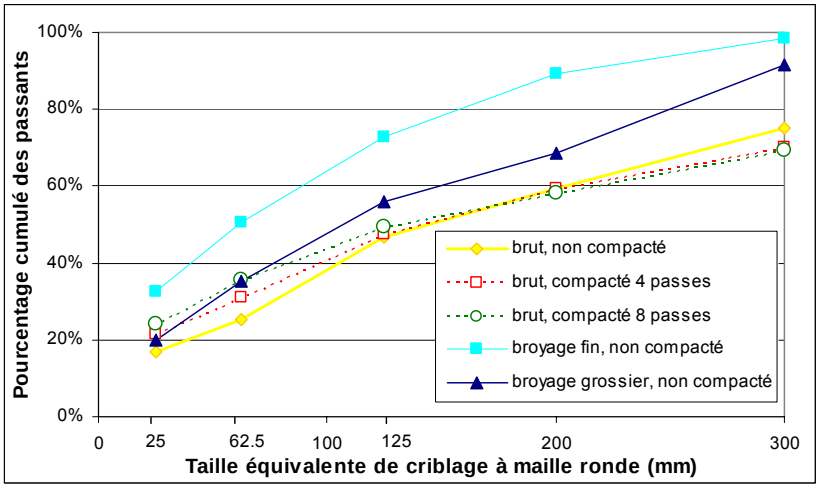


Figure 27 : Courbes de répartition granulométrique des différentes modalités de broyage et compactage du déchet des mini-casiers, exprimées en $\%_{MH}$

La répartition granulométrique complète n'ayant pas été réalisée (par manque de cribles, il manque la répartition entre 0 et 25 mm et au-dessus de 300 mm), les courbes obtenues pour les modalités non broyées ne représentent pas 85 % des passants. Cependant, le d_{85} permet d'avoir une représentation de l'impact des différentes modalités sur les éléments grossiers. Ainsi, alors que pour les modalités « déchet brut » et « déchet compacté » le d_{85} est supérieure à 300 mm, il est abaissé légèrement (d_{85} = 280) lors d'un broyage grossier, et significativement (d_{85} = 180) lors d'un broyage fin. Ces résultats montrent que le broyage permet de supprimer la quasi-totalité des éléments de granulométrie supérieure à 300 mm, contrairement au compactage. On considérera par la suite que le broyage fin correspond à une granulométrie de 200 et le broyage grossier à une granulométrie de 300.
La taille nominale a une signification toute relative, puisqu'elle n'exprime pas la totalité des informations renseignées par la courbe de répartition granulométrique (ainsi l'hétérogénéité du spectre de distribution d'un déchet n'est pas mise en évidence par cette valeur). L'observation des courbes de répartition granulométriques permet également de conclure que l'impact du broyage grossier et des modalités de compaction sur les éléments inférieurs à 100 mm est limité, contrairement au broyage fin. Ces trois modalités s'accompagnent d'une très légère augmentation de la part d'éléments fins (20 %, 21 % et 24 % pour respectivement le broyage grossier, les 4 passes de compactage et les 8 passes de compactage, contre 17 % pour le déchet brut) mais les éléments de taille moyenne sont globalement en proportions similaires.

En conclusion, les deux modalités de broyage peuvent être considérées comme réellement différentes, et elles ont un impact significatif sur la granulométrie du déchet brut et sur le déchet à l'enfouissement (après compactage). Le compactage, qu'il soit fort ou modéré, semble avoir un effet négligeable sur la répartition granulométrique par rapport au déchet brut. Cependant le protocole de détermination de la granulométrique utilisé ici n'indique pas les effets sur les éléments supérieurs à 300 mm. Il est possible que l'impact du compactage ne soit pas équivalent à un broyage des éléments, mais plus à un écrasement ou une trituration

(modification de l'anisotropie de structure du déchet), qui ne serait pas détectable selon cette méthodologie. Toutes les modalités sont donc conservées pour l'étude mini-casiers.

VI Matériel et méthodes

VI.1 Plan et description des mini-casiers

Les mini-casiers sont situés dans un casier en exploitation, sur une zone en fond de casier (directement sur le matériau drainant), et qui sera laissé libre pendant la durée de l'essai (5 ans minimum). Ils mesurent chacun environ 13 m de large sur 30 m de long et la hauteur des déchets est de 5 m, soit un volume de 1 700 m^3 chacun, et une surface totale occupée de 7 000 m^2 (Figure 28 et Figure 29). Une partie des casiers est en remblai (3 m inférieurs) et une partie en déblai (2 m supérieurs).

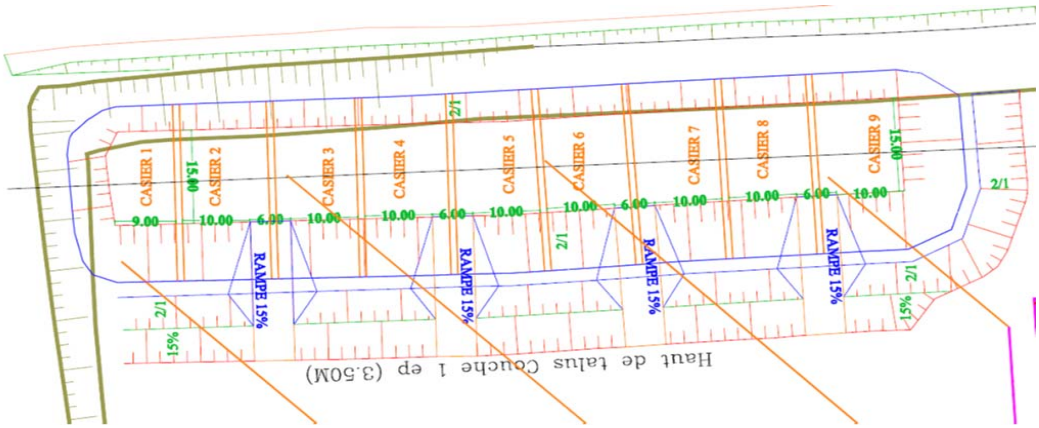


Figure 28 : Plan des mini-casiers

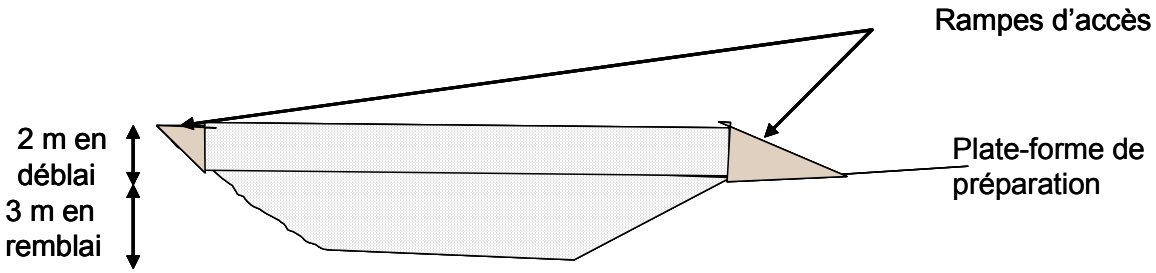


Figure 29 : Coupe d'un mini-casier

Le déchet enfoui est composé à 30 $\%_{MH}$ d'OM et à 70 $\%_{MH}$ de DIB. L'étude portant notamment sur la dégradation biologique des déchets, il est important de respecter autant que possible ce rapport OM/DIB.

Une étude de faisabilité de plan d'expériences a été réalisée, afin d'évaluer la possibilité d'optimiser le nombre de modalités à tester et l'analyse des résultats. Cependant, ceci n'a pas pu être mis en place, du fait de contraintes opérationnelles (maximum de 9 mini-casiers disponibles) et expérimentales (impossibilité de réaliser suffisamment de niveaux pour certaines modalités) :

- L'utilisation de la matrice de DOELHERT (plan d'optimisation) n'est pas retenue, car elle nécessite un nombre de niveaux trop important (7 niveaux pour le broyage, 3 pour l'épaisseur et 5 pour le nombre de passes). Or

l'augmentation du nombre de niveaux n'est pas possible techniquement (par exemple, il n'est pas possible d'avoir plus de trois modalités de broyage).

- L'utilisation de la méthode D-OPTIMAL ou d'un plan complet à deux niveaux serait envisageable avec huit mini-casiers, mais avec uniquement deux niveaux pour le broyage.

- L'utilisation de la matrice de TAGUCHI est envisageable avec neuf mini-casiers, mais elle implique de réaliser 3 niveaux pour le nombre de passes (or il semble difficile de distinguer l'impact de la valeur 4 passes de compactage de 6 ou 8 passes).

Par ailleurs, ces simulations de dimensionnement d'essais ont été réalisées sans prendre en compte les répétas ou les points centraux. L'addition de ces points augmente le nombre d'essais et est essentiel à la qualité de l'analyse statistique.

Compte tenu de ces contraintes, il a été décidé de tester sept modalités de mise en place, en jouant sur le broyage, la compaction et l'épaisseur des couches ou une combinaison de ces trois facteurs, et de réaliser deux témoins identiques afin de pouvoir estimer la variabilité des résultats.

Les différentes modalités retenues, les tonnages enfouis et leur répartition par casier sont présentés dans le Tableau 14 (la description des fines est présentée dans le paragraphe VI.2.).

Tableau 14 : Récapitulatif des modalités et tonnages enfouis par mini-casiers

Casier	Modalité			Tonnage				Hauteur finale (m)
	Granulométrie	Compaction	Epaisseur non compactée	DIB	OM	Fines	TOTAL	
C1	Non broyé	8 passes	1 m	701	300	30	1001	4,93
C2	Non broyé	8 passes	0,5 m	666	284	57	949	4,91
C3	Non broyé	8 passes	0,5 m	658	282	57	940	5,04
C4	Non broyé	4 passes	0,5 m	660	283	57	943	4,97
C5	Broyage fin	8 passes	0,5 m	728	312	51	1040	5,03
C6	Broyage fin	4 passes	0,5 m	722	307	51	1028	5,08
C7	Broyage fin	8 passes	1 m	721	310	27	1031	5,14
C8	Broyage grossier	4 passes	0,5 m	675	288	51	963	5,02
C9	Broyage grossier	8 passes	0,5 m	759	326	54	1085	5,12

En négligeant la part de fines, le ratio OM / DIB a été parfaitement respecté (écart maximal de 1 %, voir annexe 2).

VI.2 Remplissage des mini-casiers

Le déchet est mis en place dans chaque casier à raison d'une couche au maximum par jour. Dans la mesure du possible, le remplissage est effectué de manière alternée entre les différents casiers (Annexe 1 : Historique de remplissage des mini-casiers et Annexe 2 : tonnages enfouis par couche dans chaque casier).

La quantité de chaque déchet (OM et DIB) à placer par couche est estimée à partir des valeurs de masses volumiques humides à la mise en place (avant compaction) obtenues lors de l'étude préliminaire (Figure 25) et du volume de la couche :

- Modalité « non broyé » : 0,19 $t_{MH}.m^{-3}$;
- Modalité « broyé finement » : 0,21 $t_{MH}.m^{-3}$;
- Modalité « broyé grossièrement » : 0,25 $t_{MH}.m^{-3}$.

Une fois les bennes de déchets sélectionnées, elles sont pesées sur le pont bascule du site ($\pm$ 50 kg_{MH}), déversées sur la plate forme de préparation située devant les mini-casiers, puis repesées à vide. Le déchet est alors si nécessaire broyé, puis mis en place dans le casier correspondant, jusqu'au remplissage de la couche. Le surplus de déchet qui a été déversé pour cette couche est alors repris dans une benne pour être pesé.

Compte-tenu de la conception des casiers (forte pente de talus et petites dimensions), il est difficile d'utiliser la lame du compacteur pour régaler le déchet. Le remplissage des casiers est donc assuré par une pelle à grappin, de type Hitachi ZAXIS 250 LCN (Figure 30). Afin de vérifier l'impact de la pelle sur le déchet, un calcul comparatif de pression surfacique est réalisé, à partir des spécifications techniques des engins (Tableau 15, d'après Zahrani, 2006). Le poids surfacique de la pelle (de l'ordre de 58 kPa) étant inférieur à celui du compacteur (71 kPa), son passage sur le déchet n'applique pas une contrainte supérieure à celle causée par le compacteur.

Tableau 15 : Calcul des pressions appliquées par la pelle à grappin et le compacteur utilisés pour le remplissage des mini-casiers

Engin	**Pelle à grappin Hitachi ZAXIS 250 LCN**	**Compacteur Caterpillar 826H équipé de pieds de mouton**
Poids de l'engin $P_{Engin} = M_{Engin} \times g$ Avec M_{engin} : masse de l'engin (kg) $g = 9{,}81\ N.kg^{-1}$	$M_{engin} = 25$ tonnes $P_{Engin} = 245$ kN	$M_{engin} = 36$ tonnes $P_{Engin} = 353$ kN
Surface de contact $S_{Contact}$ d'après Zahrani (2006)	$S_{Contact} = 2 \times L \times l$ Avec : L : longueur de la surface de contact (3,46 m) l : largeur de la roue (0,6 m) $S_{Contact} = 4{,}2\ m^2$	$S_{Contact} = 4\ l\ \pi D\alpha / 360$ Avec : l : largeur de la roue (1,2 m) D : diamètre de la roue (1,5 m) α : angle de contact roue/déchet (80°) $S_{Contact} = 5{,}0\ m^2$
Poids surfacique $\sigma_{Roue} = P_{Engin} / S_{Contact}$	$\sigma_{Roue} = 58$ kPa	$\sigma_{Roue} = 71$ kPa

Pour s'approcher du rôle joué par la lame d'un compacteur, les couches sont remplies en fixant la hauteur de déchets lors de la mise en place. Des niveaux (quatre par casier) permettent au pelleur de remplir la couche à la hauteur désirée (50 cm ou 1 m non compactés en fonction des modalités). La consigne à respecter correspond à une hauteur avant compaction, la hauteur compactée étant un résultat dépendant de la modalité de mise en place.

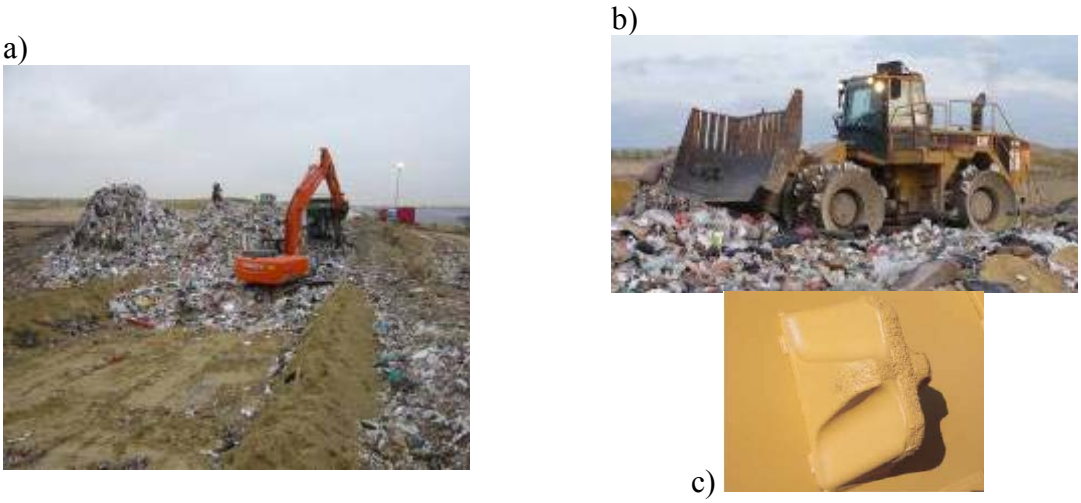


Figure 30 : a) Remplissage des mini-casiers à la pelle à grappin, b) compactage (compacteur 826H et détail du pied de mouton en forme de plus)

Le compactage est réalisé linéairement, sans croiser les passes, mais en décalant les roues entre deux passes sur toute la surface du casier. Pour la dernière bande de déchets (N°5 sur la Figure 31), le décalage de deux roues est rendu impossible par les dimensions du casier. Pour ne pas laisser de zone non-compactée et pour ne pas en sur-compacter une autre, le compacteur réalise seulement deux passes (pour la modalité quatre passes). Pour ne pas prendre en compte ces effets de bords, dans le calcul de la densité ou pour les différentes mesures réalisées, une surface représentative est définie.

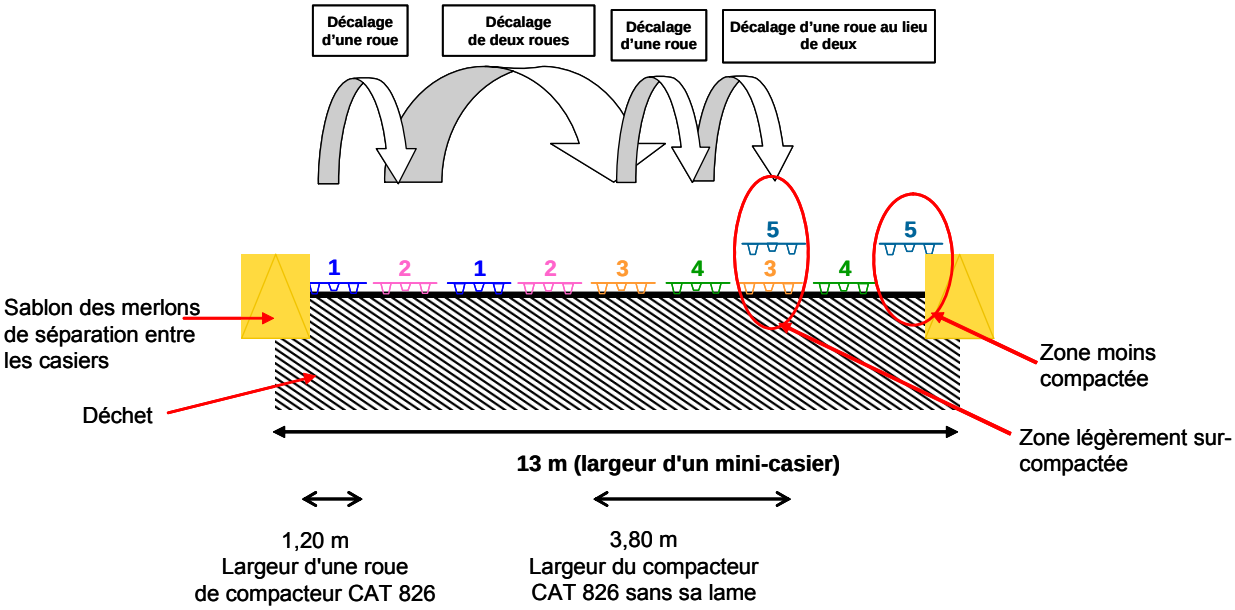


Figure 31 : Schéma du décalage de roues pour le compactage d'un mini-casier (coupe perpendiculaire à la direction du compacteur)

Pour éviter les envols et les problèmes d'odeurs, une couverture journalière (inférieure à 1 cm) de fines est saupoudrée sur chaque mini-casier par un chargeur, de type Komatsu WA-320-5 (le poids surfacique de cet engin étant inférieur au poids du compacteur, il n'entraine pas de compaction complémentaire). Les fines (Figure 32) proviennent des trommels du centre de tri du site (granulométrie inférieure à 80 mm). Le poids des fines est évalué à partir du nombre de godets de chargeur (environ 2 godets par couche), et indiqué pour chaque casier dans le Tableau 14. Elles représentent entre 2,6 et 6 % du tonnage total par casier. Un

échantillon de ces fines a été prélevé pour réaliser une analyse de MS (24,4 $\%_{MH}$) et de MV (21,1 $\%_{MS}$) et estimer l'impact sur la qualité globale du déchet de chaque casier.

Figure 32 : Fines du centre de tri utilisées pour couverture journalière des casiers

Afin de séparer les casiers, et notamment pour que les déchets broyés et non broyés ne se mélangent pas, des merlons de séparation en sablon (d'une hauteur de 1,5 m environ par couche) ont été montés entre chaque casier.

Ces conditions de remplissage diffèrent par certains aspects d'un mode d'exploitation usuel, cependant le respect des mêmes techniques d'un casier à l'autre permet d'assurer une étude comparative des différentes modalités.

VI.3 Suivi topographique du remplissage des mini-casiers

Outre le suivi du tonnage enfoui par casier et par couche, un relevé topographique par couche est réalisé pour connaître la masse volumique du déchet pendant la phase d'exploitation. Pour cela, sont réalisés un relevé topographique préalable du fond de casier puis un relevé par jour sur les couches mises en place la veille. Ce suivi est effectué à l'aide d'un GPS Topcon Hiper Pro fixé sur une canne (Figure 33 et Figure 34). La précision en cinétique donnée par le fabricant est de « 15 mm + 1 ppm » en vertical et de « 10 mm + a » en horizontal. La valeur a représente l'imprécision apportée par la distance entre la canne et la base en station. Pour le projet, la distance entre la base et le récepteur mobile était inférieure à 200 m ce qui ajoute une imprécision de 0,2 mm. Au final, l'imprécision due à l'appareil de mesure est de 15,2 mm, soit de l'ordre de 20 mm. Pour des points situés à une côte d'environ 75 m, cette imprécision représente 0,02 %.

Une autre source d'imprécision peut provenir de la finesse du maillage de la zone : plus la taille du maillage est grande, moins la surface ainsi reproduite sur le modèle en 3D est représentative de la réalité et des extrema ; la moyenne ainsi obtenue est donc de moins bonne qualité. En multipliant les points de mesure, le modèle se rapproche de la réalité. Pour chaque couche, environ 500 points ont été relevés, ce qui représente un maillage de la surface du déchet assez fin (environ un mètre). Des essais de répétitivité ont été effectués pour estimer l'imprécision de l'information obtenue par ces relevés topographiques. Pour cela, une même surface a été balayée plusieurs fois de façons différentes (en zigzagant, en balayant du nord au sud ou de l'est à l'ouest et en diagonale) afin d'en déterminer des côtes moyennes sur la surface totale, qui sont comparées. L'écart maximal entre ces côtes moyennes est de 20 mm, ce qui correspond à l'imprécision donnée par le fabricant.

Figure 33 : Relevé topographique au GPS

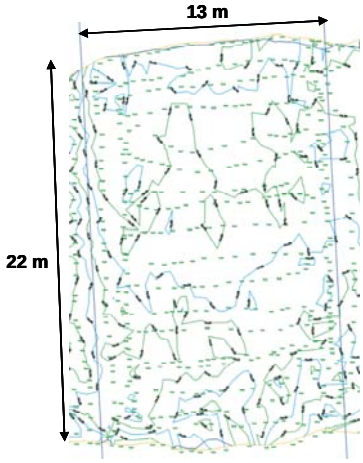


Figure 34 : Exemple de relevé topographique (échelle 1 : 250)

VI.4 Suivi de la température et du démarrage de la méthanogenèse

Le suivi de la température et de l'évolution de la composition du gaz au sein des casiers est réalisé à l'aide d'un ensemble comprenant :

- un thermocouple : de type T, classe 1 (tolérance de ± 0,5 °C entre - 40 et 125 °C), isolé en PVC,
- un tube en polypropylène de diamètre interne 3,2 mm, fermé à une extrémité par une vanne.

Trois thermocouples et trois tubes de gaz sont positionnés dans un tube PEHD de diamètre 40 mm (pour protection lors du positionnement au sein du casier), à 3 m d'intervalle (Figure 35). Seules les extrémités dépassent du tube PEHD, afin d'être en conditions d'équilibre avec le déchet. Elles sont protégées par ajout de gravier conditionné dans du géotextile. Ce matériau permet une filtration des éléments fins qui pourraient détériorer le thermocouple ou obstruer les tubes de gaz, tout en laissant passer les fluides.

Figure 35 : Sondes de température et de suivi de la composition en gaz

Le tube PEHD ainsi instrumenté est positionné horizontalement sur le déchet, de manière à ce que les points de mesure se situent au cœur de la zone représentative du casier (Figure 36). Au total, trois points de mesure sont mis en place pour chaque casier, à trois profondeurs différentes. Ils sont repérés selon la dénomination CXNYDZ, X étant le numéro de casier (de 1 à 9), Y le niveau sur lequel le drain PEHD est installé (de 1 à 3, du bas vers le haut) et Z la distance par rapport au bord du casier (de 1 à 3, de l'extérieur vers le centre du casier). Les points de mesure CXN3D2 ne sont instrumentés qu'avec une sonde de gaz (pas de thermocouples, les systèmes d'acquisition de la température étant limités à 8 thermocouples par casier).

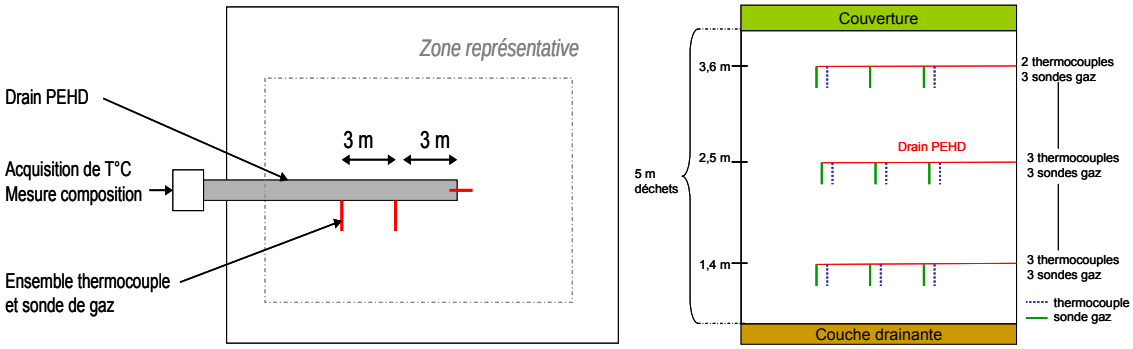


Figure 36 : Schéma de positionnement des thermocouples et des sondes de suivi de la composition des gaz (les positions indiquées sont des positions moyennes)

Les hauteurs (par rapport au fond du casier) de casier sélectionnées pour le positionnement des sondes étaient initialement de 1,5 ; 2,5 et 3,5 ; afin de s'affranchir des effets de bords en fond et en surface de casier. En pratique, les sondes ne peuvent être placées qu'entre deux couches de déchets. Les hauteurs de déchets et numéros de couches au-dessus desquels les sondes sont réellement positionnées sont indiqués dans le Tableau 16. Les hauteurs

correspondent à une moyenne de 1,40 m (écart type 0,14) pour le niveau 1 ; 2,54 m (écart-type de 0,14) pour le niveau 2 et de 3,62 m (écart-type de 0,09) pour le niveau 3.

Tableau 16 : Positionnement des thermocouples et des sondes de gaz

Niveaux	**N1**		**N2**		**N3**	
Casier	Couche N°	Hauteur (en m)	Couche N°	Hauteur (en m)	Couche N°	Hauteur (en m)
C1	2	1,20	4	2,21	7	3,51
C2	3	1,31	8	2,47	14	3,81
C3	3	1,24	8	2,45	13	3,60
C4	4	1,45	8	2,49	13	3,63
C5	4	1,52	8	2,70	12	3,62
C6	4	1,49	8	2,65	12	3,65
C7	2	1,43	4	2,55	6	3,56
C8	4	1,56	8	2,63	12	3,65
C9	4	1,18	8	2,25	13	3,53
Position moyenne		**1,40**		**2,54**		**3,62**
Profondeur moyenne		**3,6**		**2,5**		**1,4**
Ecart-type		**0,14**		**0,14**		**0,09**

Les thermocouples sont reliés par casier à une centrale d'acquisition DaqPRO, configurée pour une acquisition de température toutes les dix minutes, pour chaque thermocouple.

La composition du biogaz est mesurée ponctuellement, en moyenne une fois par jour, pendant le remplissage des casiers, puis une fois par semaine dans les deux mois suivant le remplissage. Les mesures sont réalisées en reliant les sorties des tubes de prélèvement de gaz à un analyseur de gaz à infra-rouge portable type GA 2000, étalonné régulièrement (Tableau 17). Les gaz mesurés sont l'O_2, le CO_2 et le CH_4 (précision de l'ordre du %). Il était initialement prévu de mesurer également les teneurs en H_2S et en H_2, afin de suivre les premières phases de la biodégradation. Lors des premières mesures, les concentrations en H_2 dépassaient cependant les limites de détection de l'appareil (1000 ppm), ce qui a saturé la cellule de détection de ces deux gaz, et ce suivi a de ce fait dû être abandonné.

Tableau 17 : Etalonnage de l'analyseur de gaz GA

Gaz	**Nombre de pts d'étalonnage**	**Concentrations d'étalonnage**
O_2	2	0 % ; 20,9 %
CO_2	2	0 % ; 50,5 %
CH_4	2	0 % ; 49,5 %

VI.5 Suivi de la consommation d'O_2 par le déchet

La réaction de biodégradation aérobie, bien que courte à l'échelle d'un casier d'ISDND, étant une étape majeure pour le déroulement des étapes de biodégradation postérieures, la détermination des propriétés de consommation et de diffusion de l'O_2 par le déchet en conditions de stockage est nécessaire.

VI.5.1 Tests préliminaires en colonnes de laboratoire

VI.5.1.1 Objectifs

L'objectif de cette étude préliminaire est de mieux appréhender les phénomènes de diffusion et de consommation de l'oxygène par le déchet, afin d'en déduire l'allure du terme de consommation (définition de la dépendance avec la température ou le substrat) et l'épaisseur de la couche diffusive.

Pour cela, des expériences en milieu contrôlé sont nécessaires, et une étude en colonnes de laboratoire, sur du déchet de composition connue précisément a été mise en place. A partir des résultats obtenus, une modélisation des phénomènes biologiques et physiques mis en jeu a été réalisée, par D. Chenu (CRPE).

VI.5.1.2 Description des essais : matériel et méthodes

Une cuve cylindrique en PVC pouvant être fermée de manière étanche est utilisée pour les essais de diffusion d'O_2 (Figure 37). Cette colonne est placée dans un local thermostaté à 28°C ± 5°C.

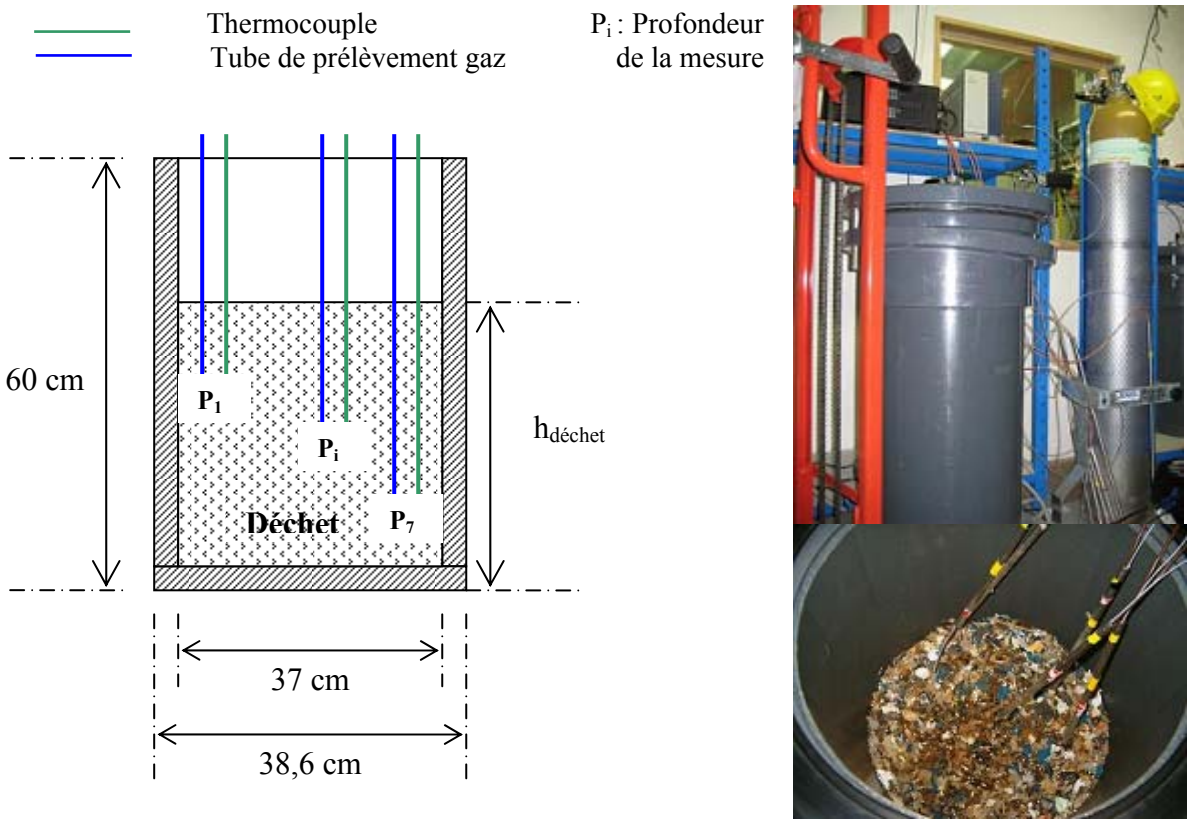


Figure 37 : Schéma de principe (en coupe) et photos de la colonne de diffusion d'O_2

Deux types de déchets ont été reconstitués, selon la composition MODECOM™ 93, à partir de catégories de déchet broyés (< 20 mm) : un déchet appelé « Putrescibles », qui a une composition de type MODECOM™ 93, et un déchet appelé « Papier Carton », qui possède la même composition, sans les catégories putrescibles (Tableau 18). La matière organique du déchet « Papier Carton » est donc composée principalement de papier et de carton, qui sont modérément biodégradables (cinétique plus lente que pour la catégorie putrescible). Ainsi, deux taux de consommation de l'oxygène peuvent être mesurés : un taux de consommation

fort pour le déchet « Putrescible » et un plus faible pour le déchet « Papier Carton ». Les propriétés de diffusion des deux déchets sont considérées similaires, la structure étant proche.

Tableau 18 : Composition des déchets type « Putrescible » et « Papier Carton » utilisés pour les essais de diffusion d'O_2 en colonnes

		% en masse sèche	
Catégorie	**Eléments constitutifs**	Déchet « Putrescible »	Déchet « Papier Carton »
Putrescibles	Biscotte	15,8	0
	Pomme de terre		
	Escalope de poulet		
	Café moulu		
	Luzerne déshydratée		
Papier	Papiers de bureaux	17,7	21,0
Cartons	Emballages carton	9,2	10,9
Complexes	Briques de lait	1,6	1,9
Textiles	Laine et coton	3,0	3,6
Textiles sanitaires	Mouchoirs	1,9	2,2
Plastiques	Sacs poubelles	12,7	15,1
Combustibles	Cagettes	3,9	4,6
Verre	Bocaux, bouteilles	19,1	22,7
Métaux	Limaille de fer	5,6	6,6
Incombustibles	Gravier	8,9	10,6
Déchets spéciaux	Piles bouton	0,7	0,8
Somme		**100**	**100**

Après reconstitution du déchet à partir des différentes catégories, la teneur en eau des deux types de déchets est réajustée pour atteindre une humidité de 45 $\%_{MH}$.

Le déchet ainsi obtenu est placé dans la colonne de diffusion. Lors de sa mise en place, le déchet est à température ambiante (à savoir 0 °C). Une fois le déchet positionné, le pilote est fermé et un inertage à l'azote est réalisé. Le pilote en position fermée ne disposant pas de sonde de mesure de la concentration, il n'est pas possible de fixer la consigne d'inertage à une concentration en O_2. Il a donc été décidé de réaliser pour tous les essais une série de sept cycles d'inertage, composés chacun d'un pompage jusqu'à un vide de 300 kPa et d'un remplissage à l'azote à une pression de 1000 kPa. La concentration en O_2 obtenue, correspondant à la condition initiale de l'essai de diffusion, est mesurée *a posteriori.*

Cette mise en dépression du déchet entraine un remaniement du déchet (tassement) et donc une réorganisation de la structure poreuse du déchet : la masse volumique en place diminue. La densité est donc mesurée après les cycles d'inertage, en réalisant le ratio entre la masse mise en place et le volume occupé dans le pilote (Tableau 19). La masse volumique obtenue pour l'essai F1 est relativement éloignée de celle des autres essais (+ 23 %). Cet essai ne sera pas privilégié pour le calage du modèle et la détermination des paramètres.

Tableau 19 : Essais de diffusion réalisés : type de déchet, quantité et masse volumique

Essai N°	**Type de déchet**	**Quantité (kg_{MH})**	**Teneur en eau ($\%_{MH}$)**	***Masse volumique ($t_{MH}.m^{-3}$)***
PC1	Déchet « Papier Carton »	20,9	45 %	0,38
PC2	Déchet « Papier Carton »	20,9	45 %	0,38
F1	Déchet « Putrescible »	21,3	45 %	0,47
F2	Déchet « Putrescible »	25,5	45 %	0,39

Une mesure de la porosité du déchet est réalisée en triplicata pour chaque type de déchet, à l'aide d'un pycnomètre. Cette mesure de porosité, mesurée sur le déchet humide, correspond à la porosité efficace du déchet lors de sa mise en place dans le pilote de diffusion : le déchet est effectivement placé dans le pycnomètre à une masse volumique proche de celle des essais de diffusion après inertage.

Le pycnomètre est composé de deux enceintes en PVC de volumes V_{air} = 54,5 l et V_d = 54,4 l (Figure 38). V_d contient le milieu poreux à tester et est remplie à ras bord, à la masse volumique souhaitée ; V_{air} est initialement vide.

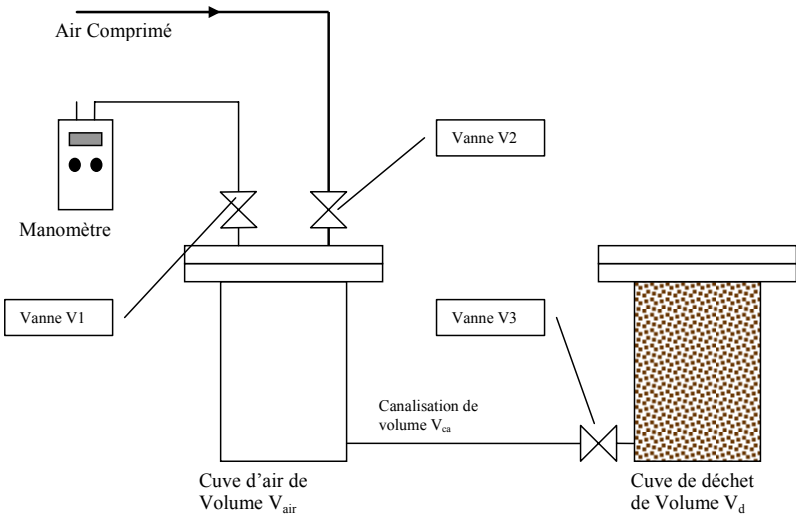


Figure 38 : Schéma de fonctionnement du pycnomètre

Initialement, la vanne V_3 est ouverte et les 2 cuves sont à la même pression P_0 (environ 10 Pa), obtenue à l'aide d'une pompe à vide. Après fermeture de V_3, la pression de V_{air} est élevée jusqu'à P_1 (environ 300 Pa). V_{air} est relié à un manomètre ALBORN (de type FDA612SR / ALMEMO 2390-3) afin de connaître la pression P_1 de manière précise ($\pm$ 0,1 Pa). A l'ouverture de V_3, la pression s'équilibre jusqu'à P_2 dans l'ensemble du système. Cette valeur de P_2 est lue sur le manomètre.

La porosité efficace, telle que définie dans la partie A, peut être calculée en écrivant la loi des gaz parfaits aux différentes phases du protocole (équations 16 à 18) :

A la fermeture de V_3 dans la cuve V_d : ***Équation 16*** $P_0 \varepsilon V_{co} = n_0 R T_0$

Après élévation à P_1 dans V_{air} : ***Équation 17*** $P_1 V_{air} = n_1 R T_1$

A l'équilibre : ***Équation 18*** $P_2(\varepsilon V_{co} + V_{air}) = (n_0 + n_1) R T_2$

Avec : n_1 : Nombre de moles d'air contenues dans V_d à la pression P_0
n_2 : Nombre de moles d'air contenues dans V_{air} à la pression P_1
R : Constante des gaz parfaits
T_i : Température des cuves lors de la phase i
ε : Porosité (%)

Considérant la faible durée de manipulation, la transformation est supposée isotherme, c'est-à-dire que les 2 cuves sont à la même température initialement et tout au long de la manipulation. En combinant les équations, la porosité s'exprime selon l'Équation 19.

Équation 19 $$\varepsilon = \frac{V_{air}}{V_{co}} \times \frac{P_1 - P_2}{P_2 - P_0}$$

Les résultats de porosité obtenus pour les masses volumiques à la mise en place dans le pycnomètre sont présentés dans le Tableau 20.

Tableau 20 : Valeurs de porosités mesurées pour les essais de diffusion d'O_2

Déchet	Densité	Porosité
« Putrescible »	0,37	72,2 ± 0,4 %
« Papier Carton »	0,40	71,0 ± 0,2 %

Après le cycle d'inertage, le pilote est ouvert, et l'essai de diffusion proprement dit débute. A l'ouverture du pilote, des sondes de mesures de la température et de la composition du gaz sont enfoncées dans le déchet, à différentes profondeurs (Figure 37). Ces profondeurs ne sont pas rigoureusement identiques pour tous les essais (difficulté d'enfoncement dans le déchet), et peuvent varier au cours d'un essai (essai F1 : sondes replacées après purge des tubes de prélèvements gazeux). Elles sont donc notées à chaque nouveau positionnement, afin de pouvoir associer une profondeur vrai à chaque mesure de composition gazeuse, lors de l'utilisation des données pour la modélisation. Les profondeurs sont indiquées dans le Tableau 21, exprimées en cm à partir du haut de la colonne de déchets.

Tableau 21 : Profondeurs (en cm à partir du haut de la colonne de déchets) des sondes de température et de prélèvement de gaz mises en place pour les différents essais en colonne

Profondeur	PC1	PC2	F1	F2
P_1	5	5	5 puis 8,5	5
P_2	10	10	10 puis 12,5	10
P_3	20	20	20 puis 18	20
P_4	30	30	25	30
P_5	40	40	30	40
P_6	50	50	35	50
P_7	50	50	42	55

Les thermocouples (type T, classe 1 : résolution de 0,1 °C) sont reliés à une centrale d'acquisition EUROTHERM, qui est configurée pour un enregistrement de l'évolution de la température toutes les minutes.

Les sondes de mesure de la composition gazeuse sont des tubes en polyéthylène (diamètre ¼ de pouce), reliés à un micro-chromatogramme (VARIAN CP 4900, équipé de deux colonnes) par un système de multiplexage. La première colonne du µGC est un tamis moléculaire qui permet de séparer l'O_2, le N_2 et le CH_4 (température de la colonne 45 °C, température de l'injecteur 50 °C, backflush de 4,5 secondes, sensibilité automatique). La seconde colonne est une Poraplot U qui permet d'obtenir un pic composite de O_2/N_2 et des pics de CH_4, CO_2, N_2O et H_2S. Toutefois, dans les conditions d'utilisation sélectionnées (température de la colonne de 60 °C, température de l'injecteur de 65 °C, pression de 110 kPa, pas de backflush, sensibilité automatique), le pic du méthane est saturé. Par ailleurs, les gaz N_2O et H_2S ne sont pas étalonnés pour cette expérimentation. Sur ce canal, seul le CO_2 est donc correctement mesuré. Le gaz vecteur est l'hélium (pureté > 99,995 %). La détection se fait par un catharomètre. Le µGC est étalonné initialement puis régulièrement, suivant les concentrations présentées dans le Tableau 22.

Tableau 22 : Etalonnage du microchromatogramme

Gaz	Nombre de points d'étalonnage	Concentrations d'étalonnage
Colonne 1		
O_2	2	1,01 % ; 19,6 %
N_2	4	1,01 % ; 34,86 % ; 80,04 % ; 45,06 %
CH_4	2	4,83 % ; 60,13 %
Colonne 2		
CH_4	2	4,83 % ; 60,13 %
CO_2	2	5,01 % ; 50,11 %

L'acquisition de la mesure se fait de manière automatique en continu, par alternance entre les différents points de mesure. Pour chaque point de mesure, trois répétas sont réalisés, afin de purger les tubes communs et la multivoie du gaz précédemment mesuré ; seule la troisième mesure est comptabilisée, en s'assurant que la différence entre la deuxième et la troisième est inférieure à 1 %. Une mesure dure environ 4 minutes (110 secondes de pompage et 3 minutes environ d'analyse). Un cycle complet dure donc, pour 7 points de mesure, 7 x 4 x 3 = 1 heure et 24 minutes. Entre chaque cycle, une purge à l'air est réalisée. La première mesure est réalisée dès l'ouverture du pilote, en commençant par le point le plus profond, afin de connaître la concentration en O_2 résultante de l'inertage (on suppose pour cela que l'O_2 n'a pas le temps de diffuser jusqu'au fond du pilote durant le temps de la mesure (3 x 4 minutes).

VI.5.2 Suivi de la consommation d'O_2 sur site

Une sonde de mesure de consommation d'oxygène par le déchet a été dimensionnée et instrumentée lors de cette étude, sur la base d'un travail réalisé au cours d'un stage de Master parallèlement à la thèse (Ducrocq, 2007).

VI.5.2.1 Synthèse bibliographique sur les méthodes de mesure *in situ* des transferts gazeux

Le dimensionnement s'appuie sur une revue de la littérature dans le domaine du sol ou en couverture d'ISDND (peu d'expériences ont pu être trouvées dans le déchet), qui a permis d'identifier trois principales méthodes de mesure des transferts gazeux à travers l'interface entre le sol et l'atmosphère : la chambre d'accumulation, les sondes de gaz, et les traceurs chimiques gazeux.

Une chambre d'accumulation est une enceinte dans laquelle est mesurée le flux net du gaz étudié, à l'aide de capteurs de mesure de la composition du gaz (Gao et al., 2001). Les chambres ont généralement une forme cylindrique, ou hémisphérique, afin de limiter les volumes morts. Deux types de chambre peuvent être utilisés (Figure 39) : la chambre dynamique (système ouvert), qui permet une entrée et une sortie de gaz et la chambre statique (système fermé). Contrairement à la chambre dynamique, où les concentrations de gaz varient seulement lorsque les flux s'équilibrent (régime transitoire), les concentrations au sein de la chambre statique varient en continu pour réduire le gradient de concentration entre le déchet et l'atmosphère interne de la chambre. Lorsque le flux du gaz à étudier est faible, l'utilisation d'une chambre statique s'impose. En effet, elle permet de mieux détecter de très faibles variations de concentration.

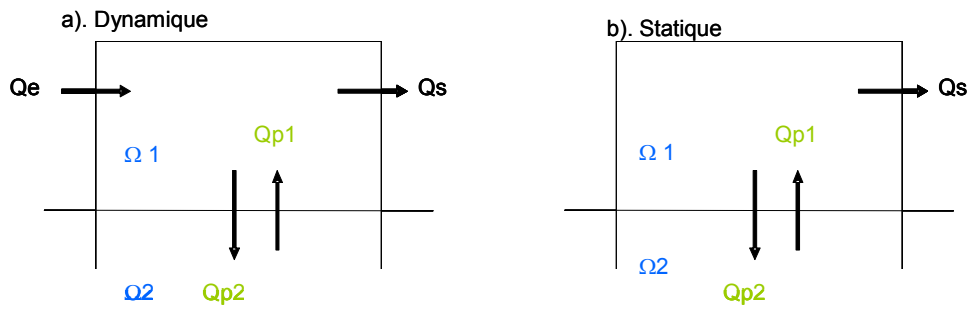


Figure 39 : Schéma de principe des chambres a). ynamique et b). statique

Avec : Q_i : Flux entrant et sortant
Ω_1 et Ω_2 : Concentrations au sein respectivement de la chambre et de la matrice poreuse

Les principaux enseignements issus de la littérature concernant le dimensionnement des chambres à flux sont :

- la nécessité d'optimiser le volume de la chambre pour minimiser les perturbations liées aux transferts de fluide. Le volume d'échantillon prélevé pour analyse doit en effet être négligeable par rapport au volume de l'enceinte. Par ailleurs, si la montée en pression au sein de la chambre (provoquée par l'accumulation du gaz émis par la matrice poreuse) est trop importante par rapport aux dimensions de la chambre, le transfert des gaz peut être inversé ou se faire plus rapidement (Pumpanen et al., 2004).
- l'importance d'assurer une bonne étanchéité entre la chambre et le milieu poreux, afin de rendre les fuites négligeables par rapport aux variations de concentrations de gaz mesurées.
- la nécessité de limiter la diffusion horizontale, afin de se placer dans les conditions de modélisation 1D (verticalement) de la diffusion. Sur la couverture d'une ISDND ou sur un sol, la diffusion horizontale est insignifiante sur une courte période si les parois de la chambre sont enfoncées assez profondément. Il y est généralement préconisé d'enfoncer les parois entre 1 et 5 cm (Duenas et al., 1996 ; Hutchinson et al., 2000).

Dans le domaine du déchet, l'application de cette méthode semble, après réalisation de tests préliminaires, difficile à mettre en œuvre, du fait de la composition même du déchet (nombreux matériaux élastiques), qui rend impossible l'enfoncement d'un cylindre, et de la rugosité de la surface (éléments grossiers) qui empêche de réaliser une étanchéité parfaite entre la chambre et le déchet. Par ailleurs, les flux d'O_2 consommés par le déchet sont faibles : Aguilar-Juarez (2000) mesure des taux de consommation, exprimés en masse d'oxygène consommé par quantité de Matière Volatile Sèche (MVS) et par unité de temps, de l'ordre de 20 à 100 mmol d'O_2.kg de $MVS^{-1}.h^{-1}$. Ainsi, les variations de concentrations observées au sein de la chambre seraient donc faibles, et difficilement détectables par les appareils de mesure.

Les sondes de gaz, contrairement aux chambres d'accumulation, ne mesurent pas un flux surfacique mais une concentration résultante des phénomènes de transfert (consommation et diffusion) en différents points. Il s'agit de tubes munis de fentes pour l'analyse du gaz à étudier, et à l'intérieur desquels sont disposés des capteurs de température, pression et qualité de gaz (Christophersen et Kjelden, 2001 ; Duenas et al., 1996). Christophersen et Kjeldsen (2001) ont utilisé ce type de sonde, pour étudier les émissions de biogaz à travers une couverture d'ISDND. Les sondes utilisées sont des tubes en acier de 10 mm de diamètre, de différentes longueurs (longueur maximale 100 cm), bouchés à une extrémité et munis de 6 fentes sur les 3 cm inférieurs. Ils sont mis en place par martelage dans le sol. Pour minimiser les fuites et le phénomène de dilution par entrée d'air, les sondes sont scellées par des joints

en caoutchouc de butyle et, en surface, de la bentonite est ajoutée autour des sondes pour empêcher l'intrusion d'air atmosphérique le long de leurs parois. Préalablement aux mesures, les sondes sont purgées du volume mort, puis 3 ml d'échantillon sont prélevés à l'aide d'une seringue.

Cette technique semble plus facilement applicable pour des mesures de diffusion d'oxygène dans du déchet, sous réserve de concevoir des sondes suffisamment résistantes pour pouvoir être enfoncées mécaniquement dans le déchet. Il s'agit cependant, tout comme la technique de la chambre, d'une mesure locale, représentative par conséquent uniquement du déchet directement en contact avec les sondes. Du fait de l'hétérogénéité du déchet, un maillage serré est nécessaire.

La troisième technique utilisée pour le suivi de concentrations de gaz au sein d'une matrice poreuse est la méthode des gaz traceurs (type hexafluorure de soufre ou radon, qui consiste à injecter un gaz traceur dont les caractéristiques sont proches de celles du gaz d'intérêt (Skiba et al., 2006 ; Duenas et al., 1996). Après injection, sa progression est suivie en différents points, ce qui permet d'estimer la vitesse de diffusion du gaz d'intérêt. Cette technique possède l'avantage de réaliser une mesure sur un volume plus important de milieu poreux, ce qui dans le cas du déchet est important, du fait de son hétérogénéité. Elle nécessite cependant un appareillage lourd, et elle ne sera donc pas retenue pour réaliser des tests de faisabilité au sein du déchet. De plus, d'après une étude comparative (Duenas et al., 1996), les sources d'erreurs issues de la mesure par le radon sont plus importantes que par la technique de la chambre.

Concernant la mesure de la composition du gaz, elle peut être réalisée, quelle que soit la technique de mesure, par des prélèvements analysés ensuite en laboratoire, à l'aide soit de seringues (Archer et Devol, 1992) soit de poches Tedlar (Skiba et al., 2006). Elle peut également se faire *in situ* à l'aide d'un microchromatographe en phase gazeuse (µGC) portable (Aguilar-Juarez, 2000 ; Christophersen et Kjelden, 2001 ; Gao et al., 2001), l'avantage étant un volume prélevé minimal (compris entre 1 et 10 µl), ce qui limite les perturbations du milieu.

VI.5.2.2 Dimensionnement et construction

La solution retenue pour la mesure de la diffusion et de consommation d'oxygène dans un casier d'ISDND est basée sur le principe des sondes de gaz, positionnées à différentes profondeurs dans le déchet, afin de mesurer les transferts de gaz. Une sonde de terrain a été dimensionnée et construite, selon le schéma de principe présenté sur la Figure 40.

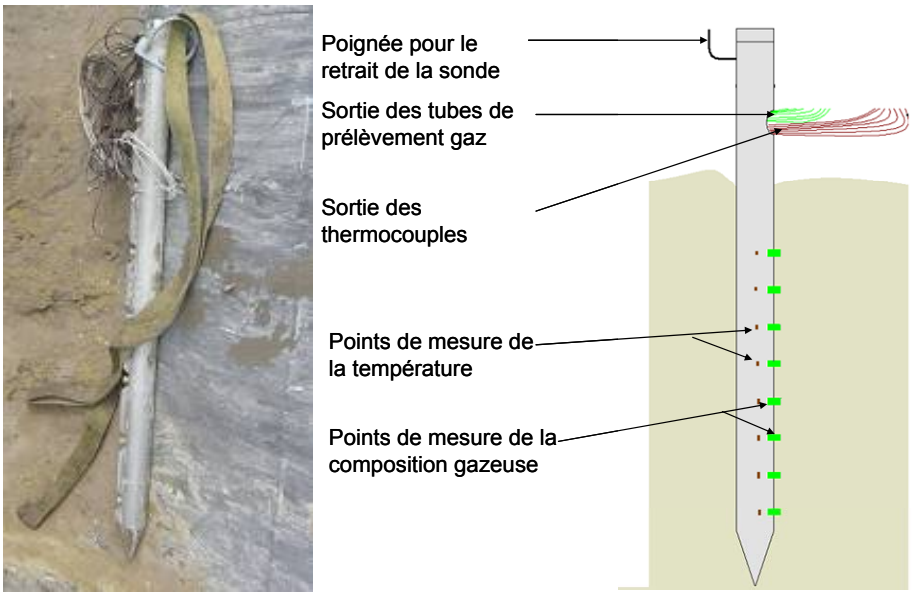


Figure 40 : Photo et schéma de la sonde de mesure de la consommation d'O_2

Elle est composée d'un tube d'1 m en acier inoxydable de diamètre externe 63 mm, et d'épaisseur 11,5 mm ce qui assure une bonne résistance lors de la mise en place. L'extrémité est en forme de pointe, pour faciliter l'enfoncement. Deux lots de sept perforations sont réalisés le long de la sonde, un pour les thermocouples et un équipé de crépines pour les tubes de gaz. La position de ces points de mesure par rapport à la surface de déchet est présentée dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Position des points de mesure de la sonde de consommation d'O_2

Point de mesure	Profondeur par rapport à la surface de déchet (en cm)
1	100
2	85
3	70
4	55
5	40
6	25
7	10

Les tubes de prélèvement de gaz sont des tubes en téflon de diamètre 1/8 de pouce. Les thermocouples sont de type T (précision 0,3 °C ou $\pm$ 4 % de la mesure, dans la plage de mesure considérée).

Contrairement aux essais de diffusion en pilote, il n'est pas possible sur site de réaliser un inertage à l'azote avant de débuter l'essai. Afin d'avoir des conditions aux limites maitrisées, il est nécessaire d'assurer un flux nul au niveau de la surface du déchet. Pour cela, le concept de la chambre d'accumulation est repris, non pour y mesurer le flux de gaz produit ou consommé par le déchet, mais pour cloisonner la zone de mesure.

La chambre construite est de forme cylindrique (diamètre 50 cm, hauteur 20 cm), en acier (Figure 41). L'étanchéité entre le couvercle et le socle de la chambre est réalisée par une rigole remplie d'eau dans laquelle s'emboite le couvercle. Afin de combler les éventuels jours entre la chambre et le déchet (dus à la rugosité du déchet et à l'impossibilité d'enfoncer la chambre, ne serait-ce que sur 5 cm), un joint de plâtre (ou de sablon humidifié) est réalisé sur le pourtour de la chambre).

Les sept thermocouples de la sonde sont connectables au couvercle de la chambre par un passe-cloison unique. Les tubes de gaz peuvent être raccordés à des passe-cloisons séparés par des raccords rapides. Une prise de mesure de la composition du gaz et un thermocouple supplémentaires (point N° 8) sont mis en place afin de suivre l'évolution du ciel gazeux au sein de la chambre.

Figure 41 : Photos de la chambre positionnée au-dessus de la sonde

La mesure de température a été réalisée par une centrale d'acquisition de marque Grant, de type Squirrel 2020. Etant donnée la faible variation de la température durant la courte durée de l'expérimentation, seules des mesures en début et fin d'expérience (afin de connaître l'évolution de la température ambiante) ont été réalisées.

La mesure de la composition de gaz a été réalisée à l'aide de deux types d'analyseur, du fait de contraintes expérimentales. Initialement, la mesure est prévue avec un µGC (Varian, CP 4900), pour des raisons de précision de mesure (de l'ordre de la centaine de ppm) et des faibles quantités de gaz prélevées (10 à 100 µl par mesure). Les paramètres d'utilisation sont identiques à ceux décrits pour l'expérience en pilotes (paragraphe VI.5.1.2). Le µGC, la multi-voie permettant l'échantillonnage alterné sur les différents points de mesure ainsi que le PC de contrôle sont alimentés par un groupe électrogène déplaçable sur les mini-casiers. Cependant, à cause de la difficulté d'utilisation de ce type d'appareil de laboratoire sur un casier d'ISDND (pannes fréquentes du fait d'une météo non maîtrisée, de la présence de poussières pouvant encrasser le matériel, d'une forte humidité du déchet…) il n'a pas été possible de s'en servir pour la totalité des mesures. Dans un souci de continuité d'acquisition de données pendant le remplissage des mini-casiers, il a donc été décidé d'utiliser un analyseur de gaz de type GA (du même type que celui décrit au paragraphe VI.4). Il est directement connecté aux sorties sur la chambre sans passer par la multi-voie. Cet appareil, bien que moins précis (composition de l'ordre du 1 %), présente l'avantage de sa facilité d'utilisation, et permet donc de réaliser plusieurs répétas pour la même mesure.

VI.5.2.3 Mise en œuvre expérimentale

Les mesures sont réalisées alternativement sur les 9 mini-casiers. Le déchet étant homogène au sein d'un casier, il est considéré que les mesures peuvent être réalisées indifféremment sur les différentes couches. A cause de la profondeur de la sonde, il a été nécessaire d'attendre le remplissage d'au moins 1,20 m de déchets avant de réaliser la première mesure.

Une fois le casier à mesurer sélectionné (en fonction des contraintes expérimentales de remplissage), il est nécessaire de choisir au sein de sa zone représentative une surface d'environ 1 m^2, plane et sans déchets de taille excessive (matelas, par exemple). La sonde y est enfoncée à l'aide d'une pelle mécanique, jusqu'au repère marquant le niveau du déchet. La chambre est alors positionnée, et le joint d'étanchéité au plâtre réalisé. Les tubes de gaz et les thermocouples de la sonde sont connectés aux raccords rapides sous le couvercle de la chambre, puis les sorties du couvercle connectées à la multi-voie pour les tubes de gaz et à la centrale d'acquisition pour les thermocouples. Il est nécessaire d'attendre l'équilibre du système, qui a pu être destabilisé temporairement par l'introduction de la sonde, avant de lancer l'acquisition des mesures.

Préalablement aux mesures, un suivi de la pression au sein de la chambre, sur une période de 20 minutes environ, et une mesure de la concentration en méthane en profondeur sont réalisés. Cette mesure est effectuée à l'aide d'un manomètre GMH3180-01 (précision $\pm$ 1 Pa). Ceci a pour but de vérifier :

- qu'il n'y a pas de risque de création de zone ATEX (ATmosphère Explosive) au sein de la chambre ;
- qu'il n'y a pas création de surpression (due à la production de gaz) qui pourrait perturber les transferts gazeux et éventuellement augmenter le taux de fuite entre la chambre et le déchet.

VI.5.2.4 Récapitulatif des mesures réalisées

Entre trois et cinq points de mesure ont été réalisés par casier (Tableau 24). Pour certains points, des réplicas ont été effectués, en laissant la sonde plantée (couvercle de la chambre ouvert) entre deux mesures ; ces réplicas ont été réalisés soit dans la même journée, soit le lendemain. Par ailleurs, la 4ème mesure du casier C1 a été analysée à la fois au µGC et au GA, afin de valider la possibilité d'utiliser un analyseur de précision moindre pour ce type de mesure.

Tableau 24 : Récapitulatif des mesures de consommation d'O_2 réalisées sur les mini-casiers

Casier	C1				C2					C3			C4				C5			C6			C7			C8				C9			
Nombre de points de mesure	4				5					3			4				3			3			3			4				4			
Nombre de réplicas au µGC par point	3	2	1	2	2	1	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0
Nombre de réplicas au GA par point	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	2	1	1	0	1	1	1

VI.5.3 Interprétation à l'aide de la modélisation : présentation du modèle

VI.5.3.1 Mise en équation du système

Pour décrire les phénomènes physiques qui entrent en jeu à la fois pour les essais en colonne et ceux sur site, plusieurs niveaux de complexité peuvent être adoptés. Dans un souci de simplification, le phénomène de transfert réactif (transport des espèces gazeuses O_2, CO_2, N_2 et transport de chaleur) est mis en équation en considérant les hypothèses suivantes :

- écoulement monophasique de gaz (ce qui implique une saturation *S* constante)
- terme de production/consommation de masse et de chaleur décrit à l'aide d'un modèle simple (Pommier et al., 2007).

Le système d'équations de conservation ainsi obtenu est présenté ci-dessous ; les définitions et unités des variables et paramètres utilisés sont présentées dans le Tableau 25 et le Tableau 26.

Ecoulement de la phase gaz :

Équation 20 $$\varepsilon(1-S)\frac{\partial \rho_G}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G \vec{V_G}\right)=R_{O2}+R_{CO2}$$

avec : $\vec{V_g}=\left(-\frac{\overline{\overline{k_G}}}{\eta_G}\cdot\left(\vec{\nabla}P_G-\rho_G\vec{g}\right)\right)$ (loi de Darcy pour la phase gaz)

Conservation de la masse d'O_2

Équation 21 $$\frac{\partial\left[\varepsilon(1-S)\rho_G\Omega_{O2}\right]}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G\vec{V_G}\Omega_{O2}+\frac{\varepsilon(1-S)}{\tau}\vec{J_{O2}}\right)=R_{O2}$$

avec $\vec{J_{O2}}=\rho_G D_{GO2}\vec{\nabla}\Omega_{O2}$

Conservation de la masse du CO_2

Équation 22 $$\frac{\partial\left[\varepsilon(1-S)\rho_G\Omega_{CO2}\right]}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G\vec{V_G}\Omega_{CO2}+\frac{\varepsilon(1-S)}{\tau}\vec{J_{CO2}}\right)=R_{CO2}$$

avec $\vec{J_{CO2}}=\rho_G D_{GCO2}\vec{\nabla}\Omega_{CO2}$

Conservation de la masse du N_2

Équation 23 $$\frac{\partial\left[\varepsilon(1-S)\rho_G\Omega_{N2}\right]}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G\vec{V_G}\Omega_{N2}+\frac{\varepsilon(1-S)}{\tau}\vec{J_{N2}}\right)=0$$

avec $\vec{J_{N2}}=-\vec{J_{O2}}-\vec{J_{CO2}}-\vec{J_{H2O}}$

Modèle de biodégradation

Il convient ensuite de se doter d'un modèle de biodégradation adapté. Compte tenu des données disponibles (manque de données en termes de disponibilité du substrat et de composition), la consommation d'oxygène est considérée indépendante du substrat (un déchet non évolutif est donc considéré), mais fonction de la concentration en oxygène et de la température. Le terme réactif de consommation d'O_2 s'exprime alors selon l'*Équation 24*.

Équation 24 $$R_{O2}=\varphi_{O2}(\Omega_{O2})*k*\gamma(T)*g(t)$$

avec $g(t)=1-e^{\frac{-t}{\Phi}}$

$$\varphi_{O2}(\Omega_{O2})=\frac{\Omega_{O2}}{K_{O2}/P_G+\Omega_{O2}}$$

$$\gamma(T)=\begin{cases}\dfrac{(T-T_{\max})(T-T_{\min})^2}{(T_{opt}-T_{\min})\left[(T_{opt}-T_{\min})(T-T_{opt})-(T_{opt}-T_{\max})(T_{opt}+T_{\min}-2T)\right]} & si \quad T_{\min}<T<T_{\max}\\ 0 \quad si \quad T>T_{\max} \quad ou \quad T<T_{\min} & \end{cases}$$

La fonction g(t) exprime un retard de l'activation des processus de biodégradation lié à l'adaptation des microorganismes aux conditions opératoires et peut être assimilée aux

pondérations temporelles décrites dans les modèles de type SWANA (1996). De même, les fonctions $\varphi_{O2}(\Omega_{O2})$ et $\gamma(T)$ permettent de pondérer le terme réactif en fonction de la teneur locale du gaz en oxygène et de la température du milieu (Pommier et al., 2007 ; Chenu, 2007).

Les termes de taux de production de CO_2 (*Équation 25*) et de production de chaleur (*Équation 26*) sont également issus de Pommier et al. (2007) ou Chenu (2007).

Équation 25 $$R_{CO2} = -Y_{O2/CO2} * R_{O2}$$

Équation 26 $$R_T = -\frac{460000 * \varepsilon}{M_{O2}} R_{O2}$$

Ce type de termes suppose que dans des conditions d'alimentation en oxygène données, le taux de réaction (une fois l'adaptation de la flore terminée) est constant. Ceci est dû au fait que les expériences réalisées sont de trop courte durée pour observer une évolution du taux de consommation d'oxygène. Pour suivre l'évolution du profil de concentration et de température dans le milieu sur de plus longues périodes, il conviendrait d'adapter la méthodologie et de prendre en compte l'évolution temporelle du terme R_{O2} en introduisant par exemple un modèle de biodégradation du type de celui présenté par Pommier et al. (2007).

Tableau 25 : Ensemble des variables utilisées dans le modèle de diffusion/consommation d'O_2

Paramètres	**Définition**	***Unité***
P_G	Pression de la phase gaz	*Pa*
Ω_{O2}	Fraction massique en oxygène dans la phase gaz	*%*
Ω_{CO2}	Fraction massique en dioxyde de carbone dans la phase gaz	*%*
Ω_{N2}	Fraction massique en azote dans la phase gaz	*%*
t	Temps	*s*
T	Température du milieu	*°K*

Tableau 26 : Ensemble des paramètres utilisés dans le modèle de diffusion/consommation d'O_2

Paramètres	**Définition**	***Unité***
S	Saturation en liquide	*%*
ρ_G	Masse volumique du gaz	$kg.m^{-3}$
ε	Porosité	*%*
$\vec{V}_G$	Vitesse de la phase gaz	$m.s^{-1}$
$\overline{\overline{k_G}}$	Tenseur de perméabilité à la phase gaz	m^2
η_G	Viscosité de la phase gaz	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
$\vec{J}_{O2}$	Flux diffusif d'oxygène dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
$\vec{J}_{CO2}$	Flux diffusif de dioxyde de carbone dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
$\vec{J}_{N2}$	Flux diffusif de diazote dans la phase gaz	$kg.m^{-2}.s^{-1}$
D_{gO2}	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air	$m^2.s^{-1}$
D_{gCO2}	Coefficient de diffusion du dioxyde de carbone dans l'air	$m^2.s^{-1}$
R_{O2}	Taux de consommation d'oxygène	$kg.m^3s^{-1}$
R_{CO2}	Taux de production de dioxyde de carbone	$kg.m^3s^{-1}$
R_T	Taux de production de chaleur	$J.m^{-3}s^{-1}$
C_{PG}	Capacité calorifique de la phase gaz	$J.kg^{-1}.K^{-1}$
$(\rho C_P)^*$	Capacité calorifique volumique apparente du milieu poreux	$J.m^{-3}.K^{-1}$
λ^*	Conductivité thermique du milieu équivalent	$J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$
k	Constante cinétique de consommation d'oxygène	$kg.m^3s^{-1}$
$Y_{O2/CO2}$	Rendement stœchiométrique de la réaction de biodégradation	-
M_{O2}	Masse molaire de l'oxygène	$kg.mol^{-1}$
ϕ	Constante de retard	*S*
T_{min}	Température minimale d'activité	*K*
T_{max}	Température maximale d'activité	*K*
T_{opt}	Température optimale d'activité	*K*
K_{O2}	Constante d'affinité de la population aérobie	*Pa*
τ	Tortuosité	SU
g	Constante d'accélération	$m.s^{-2}$

VI.5.3.2 Principe de la modélisation pour les essais en colonne de laboratoire

Ecriture du modèle

A partir du modèle précédemment décrit, les transferts réactifs au sein de la colonne de laboratoire peuvent être décrits. Dans un premier temps, l'utilisation d'un milieu 1D réactif a été envisagée, du fait de la configuration de révolution cylindrique. Néanmoins, les fuites thermiques pouvant être importantes (en fonction du matériau : PVC dans notre cas) sur les parois latérales du dispositif, elles doivent être prises en compte dans le bilan thermique. Un modèle de transfert réactif 2D axisymétrique a donc finalement été considéré, et les Équation 27 et Équation 28 sont ajoutées au modèle.

Pour le déchet :

$$\textbf{\textit{Équation 27}} \quad \frac{\partial\left[\left(\rho C_P\right)^* T\right]}{\partial t} + \rho_G C_{PG} \vec{V}_G \cdot \vec{\nabla} T - \vec{\nabla} \cdot \left(\lambda^* \vec{\nabla} T\right) = R_T$$

Pour le PVC :

$$\textbf{\textit{Équation 28}} \quad \frac{\partial\left[\rho_{PVC} C_{PPVC} T\right]}{\partial t} - \vec{\nabla} \cdot \left(\lambda_{PVC} \vec{\nabla} T\right) = 0$$

Les conditions initiales et les conditions aux limites du système sont présentées sur la Figure 42.

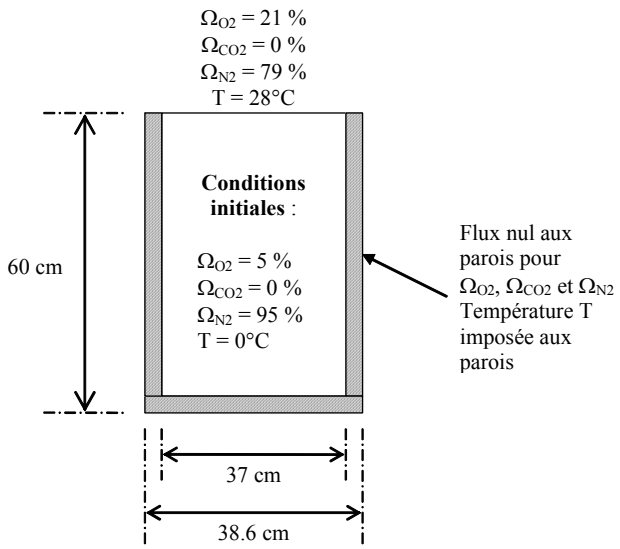


Figure 42 : Conditions initiales et conditions aux limites du système modélisant les essais en colonne

Principe de la modélisation

A partir des jeux de données (évolution des températures et des concentrations en gaz en fonction du temps) obtenus lors des essais en colonnes de laboratoire, des paramètres du système d'équation précédemment décrit peuvent être déterminés. La méthode utilisée repose sur l'identification de paramètres par résolution d'un problème inverse. Le principe consiste à minimiser l'écart entre la réponse physique d'un système (mesures expérimentales) et la réponse du modèle choisi pour le décrire (simulations). Cet écart entre le vecteur des observations et le vecteur des réponses du modèle aux mêmes temps est quantifié par une fonction objectif J(p), fonction du vecteur paramètres p.
Une description détaillée du principe de l'estimation de paramètres par résolution d'un problème inverse, ainsi que les choix de la fonction objectif et de son algorithme de minimisation, réalisés par D. Chenu (CRPE), sont présentés en Annexe 3.

Afin de simplifier la résolution du problème inverse, qui comporte plusieurs paramètres à identifier et plusieurs jeux de données expérimentales, la démarche adoptée consiste à réaliser une série d'identification de paramètres mono-objectif (pour un seul type de données expérimentales) et mono-paramètre (un seul paramètre à identifier à la fois). Les différentes étapes de l'optimisation sont les suivantes :

a). Dans une première étape, l'évolution de la température est supposée homogène dans l'ensemble du volume considéré. Plusieurs identifications de paramètres à l'aide des données de concentration en O_2 sont alors réalisées.
b). Dans un premier temps, le terme de consommation d'oxygène R_{O2} est non pondéré par la fonction $g(t)$. Une valeur optimale pour le taux de consommation d'oxygène k est estimée.
c). L'étape suivante consiste à fixer la valeur de k précédemment obtenue, à intégrer la fonction $g(t)$ au terme de consommation d'oxygène R_{O2} et à réaliser une optimisation de la fonction objectif sur le paramètre ϕ de la fonction $g(t)$.
d). Une fois les deux étapes précédentes réalisées, la valeur du couple (k, τ) initiale est utilisée pour réaliser une optimisation multi-paramètres et obtenir le couple (k, ϕ) optimal pour reproduire les observations expérimentales par simulation.
e). Enfin dans une dernière étape, en supposant que k et ϕ sont connus, l'identification de la conductivité thermique équivalente λ^* et de la capacité calorifique $(\rho C_P)^*$ du milieu est réalisée, en utilisant les données réelles de température relevées dans le déchet.

Valeurs des paramètres retenues

Pour réaliser les simulations, les valeurs des paramètres à introduire dans le modèle doivent être renseignées (Tableau 27). Ces valeurs sont particulièrement importantes pour la validité du résultat obtenu. L'idéal est bien entendu de pouvoir mesurer ces paramètres, mais dans cette étude seule la mesure de la porosité du matériau a pu être réalisée. Les valeurs des autres paramètres sont soit issues de la littérature (constantes propres à un matériau ou à un fluide), soit estimées.
Pour la saturation en particulier, une valeur faible (S = 1 %) est prise comme hypothèse. En effet, du fait de l'absence d'eau drainée en fond de pilote à la fin de l'essai, il est considéré que l'humidité du déchet (teneur en eau de 45 $\%_{MH}$) est contenue dans la matrice solide, et que la part d'eau mobile (définie dans la partie A) est négligeable.
Pour la perméabilité au gaz, une valeur de $k_G = 10^{-11}$ m^2 est retenue, sur la base d'un déchet broyé de type OM, non compacté (Stoltz et Gourc, 2007). Cette valeur n'a cependant qu'une importance limitée, puisque le terme de transport de gaz, dans l'*Équation 20* est négligeable. En effet, la vitesse de Darcy est fonction de la différence de pression de gaz, or la pression varie peu au sein de la colonne de déchet, puisque ces variations sont dues soit à la production ou à la consommation de gaz, soit à la variation de température, qui sont toutes les deux faibles.

Tableau 27 : Valeurs des paramètres utilisés dans le modèle pour les essais en colonne de laboratoire

Paramètres	Valeur et/ou calcul	Unité
P_G	Loi des gaz parfaits : $\frac{P_g M}{RT}$	$kg.m^{-3}$
ε	72 % (mesurée)	%
$\overline{\overline{k_G}}$	10^{-11} (estimée, d'après Stoltz et Gourc, 2007)	m^2
η_G	1,71 x 10^{-5} (valeur pour l'air à 293 K)	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
D_{GO2}	2,4 x 10^{-5} (pour O_2 dans l'air)	$m^2.s^{-1}$
D_{GCO2}	1,7 x 10^{-5} (pour CO_2 dans l'air)	$m^2.s^{-1}$
$Y_{O2/CO2}$	4,044 (Pommier et al., 2007)	-
C_{PG}	1006 (valeur pour l'air à 293 K)	$J.kg^{-1}.K^{-1}$
S	1 % (estimée)	-
T_{min}	0 (Pommier et al., 2007)	K
T_{max}	80 (Pommier et al., 2007)	K
T_{opt}	55 (Pommier et al., 2007)	K
τ	1 (estimée)	SU
ρ_{PVC}	1400 (Sacadura, 2000)	$kg.m^{-3}$
C_{PPVC}	880 (Sacadura, 2000)	$J.kg^{-1}.K^{-1}$
λ_{PVC}	0,16 (Sacadura, 2000)	$J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$
K_{O2}	2000 (Pommier et al., 2007)	Pa
M_{O2}	32 (constante)	$g.mol^{-1}$

VI.5.3.3 Principe de la modélisation pour les essais en mini-casiers

Ecriture du modèle

Le modèle physique utilisé est sensiblement le même que celui utilisé lors des essais en colonne. La principale différence provient du fait que la conservation de la masse et de la chaleur dans la chambre d'accumulation doit être décrite.

Transferts réactifs au sein de la chambre
Les phénomènes convectifs sont négligés au sein de la chambre, seule la diffusion des espèces gazeuses est considérée. En milieu libre, les termes liés à la turbulence de l'équation de Navier-Stokes ne peuvent pas être supprimés. L'écoulement de la phase gazeuse s'écrit donc selon *Équation 29*.

Équation 29 $$\rho_G\left[\frac{\partial \vec{V}_G}{\partial t}+\vec{V}_G\cdot\vec{\nabla}\,\vec{V}_G\right]=\vec{\nabla}\left[-p\mathbf{I}+\eta_G\left(\vec{\nabla}\,\vec{V}_G+\left(\vec{\nabla}\,\vec{V}_G\right)^{\mathsf{T}}\right)\right]$$

En considérant que le fluide est incompressible, le développement de cette équation peut être simplifié (terme $\vec{\nabla}\cdot\vec{V}_g=0$). Les différences de pression étant faibles, cette hypothèse n'a pas un impact important.

Le principe de conservation de masse des espèces gazeuses (O_2, CO_2 et N_2) au sein de la chambre s'écrit à en simplifiant les Équation 21 à Équation 23 : le milieu étant libre, les termes de production des espèces gazeuses (R_i) et la saturation sont nuls.

$$\textbf{\textit{Équation 30}} \quad \frac{\partial[\rho_G \Omega_{O2}]}{\partial t} + \vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G \vec{V_G}\,\Omega_{O2} + \vec{J_{O2}}\right) = 0$$

$$\textbf{\textit{Équation 31}} \quad \frac{\partial[\rho_G \Omega_{CO2}]}{\partial t} + \vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G \vec{V_G}\,\Omega_{CO2} + \vec{J_{CO2}}\right) = 0$$

$$\textbf{\textit{Équation 32}} \quad \frac{\partial[\rho_G \Omega_{N2}]}{\partial t} + \vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G \vec{V_G}\,\Omega_{N2} + \vec{J_{N2}}\right) = 0$$

Transferts réactifs au sein du déchet

Les équations précédemment décrites (Équation 20 à Équation 26) sont reprises pour modéliser les transferts réactifs au sein du matériau déchet. Cependant, afin de simplifier leur écriture, des coefficients de diffusion effectifs sont introduits, pour décrire les termes de diffusion J_{O2} sans faire intervenir les paramètres porosité et tortuosité, difficilement mesurables sur site (Équation 33). Ainsi, pour l'oxygène, par exemple, l'Équation 21 s'écrit selon l'Équation 34.

$$\textbf{\textit{Équation 33}} \quad D_{GO2}^{\ eff} = \frac{\varepsilon(1-S)}{\tau} D_{GO2}$$

$$\textbf{\textit{Équation 34}} \quad \frac{\partial[\varepsilon(1-S)\rho_G \Omega_{O2}]}{\partial t} + \vec{\nabla}\cdot\left(\rho_G \vec{V_G}\,\Omega_{O2} + \vec{J_{O2}}^{\ eff}\right) = R_{O2}$$

avec $\vec{J_{O2}}^{\ eff} = \rho_G D_{GO2}^{\ eff}\,\vec{\nabla}\Omega_{O2}$

Ceci permet de prendre en compte :

- la différence de diffusivité due aux différences de préparation du déchet dans les mini-casiers ;
- la différence de diffusivité entre les couches mises en place successivement : en effet, le poids de la couche sus-jacente peut modifier les paramètres de diffusion (tortuosité, porosité) d'une couche de déchets. Deux diffusivités différentes sont donc introduites entre la couche supérieure (premiers 25 cm de déchets pour les casiers d'épaisseur simple) et pour les couches inférieures.

Ainsi, la valeur de tortuosité n'intervient plus dans les équations transferts gazeux. La porosité, qui est toujours présente dans le premier terme des équations doit cependant être estimée ; devant l'absence de données, une valeur arbitraire est fixée et est supposée constante.

Conditions aux limites

Aux parois de la chambre d'accumulation, des conditions de flux nul et de température imposée sont considérées pour le transport des espèces. A l'interface entre le déchet et l'air au sein de la chambre, des conditions de pression, de température et de concentration fixes sont imposées. Les conditions initiales sont fixées à l'aide des profils de température et de concentration relevés sur les différents casiers du projet mini-casiers.

Principe de la modélisation

La démarche utilisée lors des essais en colonne n'est pas utilisable telle quelle dans le cas des essais sur site. En effet, les données de mesure sont beaucoup moins nombreuses (la porosité notamment n'a pas pu être mesurée) et une seule mesure a été réalisée pour chaque point de prélèvement. Par ailleurs, la stratification du matériau déchet lors de sa mise en place ajoute des inconnues. Dans ces conditions, il l'identification de paramètres est difficile à réaliser. L'approche est donc simplifiée, et les objectifs de modélisation réduits : il s'agit dans cette partie de déterminer les différences de comportement des couches successives de déchets vis-à-vis de la diffusion de l'oxygène suivant la préparation du matériau.

Pour cela, les hypothèses suivantes sont réalisées :

- un régime stationnaire est atteint lors de la mesure : les mesures étant réalisées pour la plupart entre 3 et 4 jours après la mise en place du déchet, il est considéré que les concentrations sont peu évolutives sur le temps de la simulation (2 jours) ;
- le déchet est homogène en composition entre les casiers et au sein des différentes couches (même gisement) ;
- le mode de mise en place n'affecte pas le taux de consommation du déchet : bien que le compactage et le broyage modifient les caractéristiques physiques du déchet (réduction de granulométrie par broyage et/ou trituration du compacteur), cet impact sur les cinétiques de biodégradation et donc sur le taux de consommation est négligé.

A partir des ces hypothèses simplificatrices, un taux de consommation d'oxygène k_{MC} identique à tous les casiers et pour toutes les couches peut être considéré, et fixé à partir de la composition seule du déchet (30 % d'OM et 70 % de DIB), et en supposant que la cinétique de consommation d'O_2 par l'OM est égale à la valeur obtenue pour le déchet « Putrescible » lors des expériences en colonne, alors que la cinétique de consommation d'O_2 par les DIB est considérée égale à celle du déchet « Papier Carton ». Ceci est une hypothèse forte, mais elle permet d'obtenir une estimation du taux de consommation de l'oxygène.

Les différentes étapes de l'optimisation sont alors les suivantes :

a) Pour chaque étape d'identification, les profils de température sont supposés être des données d'entrée.
b) Un taux de consommation k_{MC} est fixé, ainsi qu'une valeur de porosité.
c) L'identification des différents niveaux de diffusivité dans chacune des couches est réalisée, sur 10 profils identiques toutes les heures entre le temps t=14 h et t=24 h.

Valeurs des paramètres retenues

L'ensemble des valeurs des paramètres retenues pour les essais de mesure de consommation et diffusion d'O_2 sur site est présenté dans le Tableau 28. En l'absence de données expérimentales concernant la porosité, une valeur de 72 % est fixée arbitrairement pour tous les mini-casiers. Il s'agit d'une hypothèse forte, puisque les différentes modalités de mise en place peuvent faire varier la porosité.

Tableau 28 : Valeurs des paramètres retenues pour les essais de mesure de consommation/diffusion d'O_2 sur site

Paramètres	Valeur et/ou calcul	Unité
ρ_G	Loi des gaz parfaits : $\frac{P_g M}{RT}$	$kg.m^{-3}$
k_{MC}	Estimation d'après les résultats en colonne (cf paragraphe VII.3.3.2)	$kg.m^{-3}s^{-1}$
ε	72 (estimation)	%
$\vec{V}_G$	Loi de Darcy	$m.s^{-1}$
$\overline{\overline{k_G}}$	10^{-11} (estimation)	m^2
η_G	1,71 10^{-5} (valeur pour l'air à 293 K)	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
D_{GO2}	2,4 10^{-5} (pour O_2 dans l'air)	$m^2.s^{-1}$
D_{GCO2}	1,7 10^{-5} (pour CO_2 dans l'air)	$m^2.s^{-1}$
$Y_{O2/CO2}$	4,044 (Pommier et al., 2007)	-
k	7 10^{-5}	$kg.m^{-3}.s^{-1}$
S	1 %	-
T_{min}	0 (Pommier et al., 2007)	K
T_{max}	80 (Pommier et al., 2007)	K
T_{opt}	55 (Pommier et al., 2007)	K
K_{O2}	2000 (Pommier et al., 2007)	Pa
M_{O2}	32	$g.mol^{-1}$

VII Résultats

VII.1 Généralités sur le remplissage des mini-casiers

VII.1.1 Caractéristiques du déchet mis en place

En moyenne, des quantités de l'ordre de 50 t_{MH} par casier ont été mises en place par couche (100 t_{MH} pour les casiers d'épaisseur double), dont 30 t_{MH} de DIB. Ceci ne satisfait pas tout à fait à la condition de 50 t_{MH} pour la représentativité du DIB d'un lot à un autre, des hétérogénéités peuvent donc exister entre les différentes couches. A l'échelle d'un mini-casier, cependant, à la vue des tonnages enfouis, la composition sera considérée identique d'un casier à l'autre.

A partir des tonnages enfouis par mini-casier (Tableau 14), et de la caractérisation des déchets enfouis (OM, DIB et fines), une composition et une teneur en eau moyenne par casier peuvent être estimée (Tableau 29). Pour cela, l'OM utilisée dans ce projet est considérée similaire (en composition et teneur en eau) à une OM de type MODECOM™ 93.

Tableau 29 : Composition et teneur en eau moyennes par casier

	C1	**C3**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**	**C8**	**C9**	**TOTAL**
Composition moyenne par casier	en %									
Papier, carton	18,9	18,4	18,4	18,4	18,6	18,6	19,0	18,5	18,6	**18,6**
Textiles, textiles sanitaires	3,5	3,4	3,4	3,4	3,5	3,5	3,6	3,5	3,5	**3,5**
Métaux	3,4	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,4	3,3	3,3	**3,3**
Combustibles	26,4	25,6	25,6	25,6	25,9	25,9	26,4	25,8	25,8	**25,9**
Plastiques	8,1	7,9	7,9	7,9	8,0	8,0	8,2	8,0	8,0	**8,0**
Inertes/Incombustibles	12,5	12,1	12,1	12,1	12,2	12,2	12,5	12,2	12,2	**12,2**
Déchets dangereux	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	**0,4**
Putrescibles	9,0	8,7	8,8	8,8	8,9	8,8	9,1	8,8	8,9	**8,9**
Fines < 20mm (MO = 23%)	14,9	14,5	14,4	14,4	14,6	14,6	14,9	14,6	14,6	**14,6**
Fines < 80 mm (MO= 21%)	2,9	5,7	5,7	5,7	4,7	4,7	2,6	5,0	4,7	**4,6**
Teneur en eau moyenne par casier ($\%_{MH}$)	**24,37**	**24,36**	**24,37**	**24,37**	**24,37**	**24,35**	**24,38**	**24,36**	**24,38**	**24,37**

Ce tableau indique que les mini-casiers ont des compositions et teneurs en eau très similaires, seule la part de fines < 80 mm varie de manière significative d'un casier à l'autre (entre 2,9 et 5,7 %). Ceci influence légèrement la granulométrie globale des casiers, mais ces fines étant quasiment considérées comme de l'inerte, elles affectent peu la biodégradation du déchet.

VII.1.2 Données météorologiques

Le remplissage des mini-casiers a été réalisé entre le 9/01/08 (1ère couche de déchets mise en place sur le casier C5), et le 4/03/08 (dernière couche de déchets sur C1), soit une durée totale d'exploitation de 55 jours (Annexe 1). La Figure 43 présente l'évolution des hauteurs de remplissage pour les différents mini-casiers : elle met en évidence un remplissage quasi-simultané des différentes couches, et donc des expositions aux conditions ambiantes similaires.

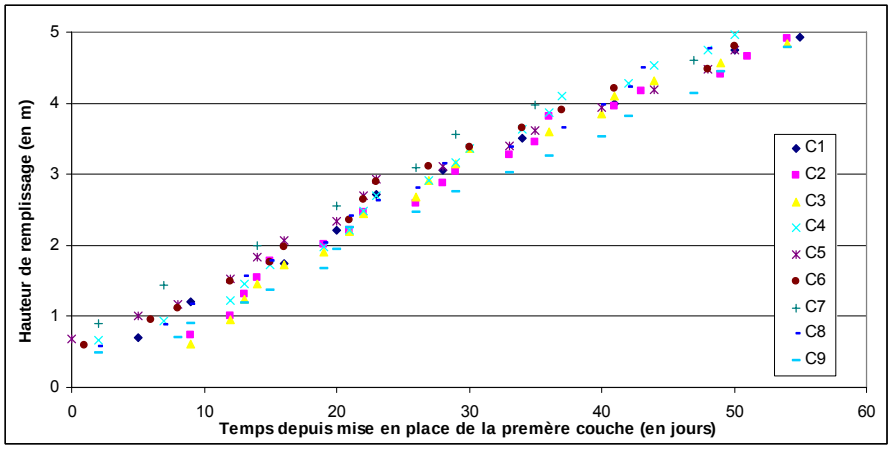


Figure 43 : Evolution des hauteurs de remplissage pour les différents casiers, en fonction du temps

Les données météorologiques du site durant la période de remplissage et de suivi sont présentées sur la Figure 44 ; l'origine des temps pour ces graphiques est fixée au premier jour de mise en place de déchets sur l'ensemble des mini-casiers, à savoir le 9/01/08.

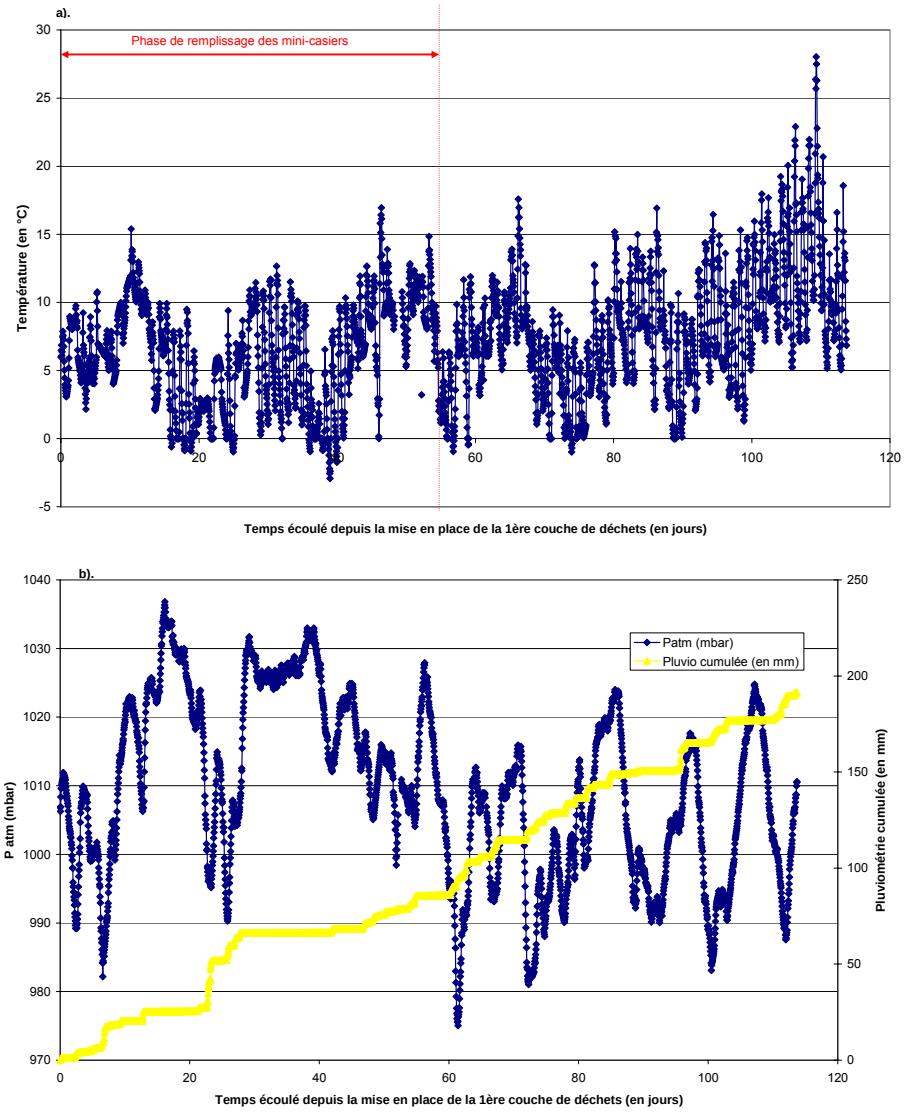


Figure 44 : Données météo du site : Evolution de la température extérieure (a) et de la pression atmosphérique et pluviométrie cumulée (b) durant le remplissage et le suivi des mini-casiers

Durant le remplissage (55 premiers jours), la température extérieure a oscillé entre une température minimum de -3 °C et une température maximum de 17 °C (valeur moyenne de 6,1 °C) (Figure 44a). Ces conditions sont largement défavorables à la biodégradation du déchet, et notamment à l'établissement d'un régime méthanogène.

La pluviométrie cumulée sur la zone expérimentale (du 9/01/08 au 2/05/08) est de 207 mm (Figure 44b). Les mini-casiers ayant été remplis simultanément, et possédant la même configuration, une humidification identique entre les mini-casiers peut être considérée, sur le casier global (même si cette humidification n'est pas répartie uniformément au sein des couches). Ce paramètre est en effet important puisqu'il influence à la fois la masse volumique humide en place du déchet, et sa biodégradation. Une estimation de l'augmentation de teneur en eau du déchet due à la pluviométrie peut être réalisée, en considérant une surface moyenne de casier, en négligeant les transferts entre casiers, et en supposant que tout le déchet n'étant pas à capacité au champ, tout le lixiviat injecté est absorbé par le déchet. Ainsi, avec une surface de 390 m^2, un apport de 80,7 m^3 par casier peut être estimé, ce qui, avec un tonnage moyen par casier de 1046 t_{MH} et une teneur en eau initiale de 24,4 $\%_{MH}$, correspond à une teneur en eau finale moyenne de 29,8 $\%_{MH}$. L'apport d'eau par la pluviométrie n'est donc pas négligeable. Ceci confirme l'intérêt d'un remplissage simultané des mini-casiers, afin de soumettre les différents casiers aux mêmes conditions expérimentales.

VII.1.3 Faisabilité technique des modalités sélectionnées

La météorologie a eu un impact limité sur le remplissage des mini-casiers. Seule la présence de vents trop violents a causé l'arrêt momentané du broyage (envols trop importants des fractions fines et risques au niveau du chargement des convoyeurs).

Les contraintes techniques dues aux modalités sélectionnées ont cependant entrainé soit des arrêts d'exploitation, soit des temps d'exploitation plus longs qu'un mode de remplissage usuel. L'étape bloquante a souvent été le broyage. En effet, alors que le constructeur indiquait que tout type de DIB pouvait être broyé mis à part de très gros éléments comme les moteurs, il a été nécessaire de retirer les matelas et les pneus. Afin de respecter la granulométrie moyenne des casiers broyés, ces éléments non broyés n'ont pas été mis en place dans les casiers C5 à C9 (alors qu'ils n'ont pas été retirés du déchet non broyé pour le remplissage des casiers C1 à C4). Un nettoyage régulier du rotor (1 fois par heure environ, durée de la tâche 15 minutes) pour éviter les bourrages a également été nécessaire. Une estimation des débits de broyage et des consommations de fioul par type de broyage (fin ou grossier) peut être réalisée à partir des relevés journaliers, moyennés sur une période de trois mois (Tableau 30). Ces taux sont largement plus faibles que ceux présentés par Beaven et Knox (1999) (de l'ordre de 40 à 60 $t.h^{-1}$. La différence peut s'expliquer par le type de déchet broyé (OM dans le cas de Beaven et Knox, alors que du DIB grossier a été utilisé dans cette étude en mini-casiers).
Ces résultats indiquent par ailleurs que, pour le modèle de broyeur utilisé dans cette étude, les débits de broyage et les taux de consommation sont influencés par la finesse de broyage : le broyage fin entraîne un surcoût en termes de temps et de consommation de fioul de l'ordre de 60 % par rapport à un broyage grossier

Tableau 30 : Moyennes des débits de broyage et de consommation de fioul par type de broyage

	Tonnage broyé (t_{MH})	**Consommation de fioul (l)**	**Temps de broyage (h)**	**Débit de broyage ($t.h^{-1}$)**	**Consommation de fioul ($l.h^{-1}$)**	**Consommation de fioul ($l.t_{MH}^{-1}$)**
Broyage grossier	1367	1460	105	13,0	13,9	1,1
Broyage fin	2122	3821	178	11,9	21,6	1,8

Par ailleurs, il était initialement prévu de remplir les casiers avec la même fréquence entre chaque couche, ceci dans un souci de conserver un temps de contact avec l'O_2 ambiant identique entre les couches et les casiers. Néanmoins, ceci n'a pas été possible (à cause des arrêts du broyeur principalement) et ce paramètre n'est donc pas maîtrisé au cours de cette étude. Dans la mesure du possible cependant les couches des casiers témoins C2 et C3 sont mises en place simultanément (plus ou moins le même jour pour la plupart des couches, seules les couches 14 et 18 ont respectivement 4 et 3 jours d'écart).

VII.2 Masses volumiques humides à la mise en place

Suite aux relevés topographiques, les masses volumiques humides à la mise en place (après compaction) moyennes ont été calculées, à partir du ratio entre le tonnage de déchets et le volume mesuré de la couche en place. Une valeur apparente par couche par casier est présentée dans le Tableau 31, ainsi que la moyenne de ces valeurs par casier, et la masse volumique humide pour le casier global.

Tableau 31 : Masses volumiques humides apparentes par couche, par casier, après compaction et masse volumique humide globale par casier

	Masse volumique humide après compaction (en t_{MH}/m^3)								
Couche N°	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**	**C8**	**C9**
1	0,44	0,34	0,46	0,41	0,55	0,49	0,49	0,51	0,51
2	0,42	*2,57*	0,41	0,51	0,54	0,60	0,74	0,43	0,57
3	0,52	0,35	0,53	*0,73*	*0,84*	*1,02*	0,46	0,46	0,81
4	0,62	0,38	0,49	0,36	0,50	0,42	0,58	*0,84*	0,71
5	0,55	0,48	*0,94*	0,56	0,45	0,57	0,54	0,32	0,54
6	0,76	0,60	0,62	0,58	0,75	0,74	0,68	0,72	0,54
7	0,58	0,90	0,47	0,75	0,58	0,43	0,69	0,40	0,55
8	*0,81*	0,53	0,44	0,46	0,46	0,57	0,56	0,74	0,48
9	0,45	*1,09*	*0,89*	0,61	0,69	0,62	0,65	*0,95*	*0,80*
10	*0,98*	0,47	0,52	0,65	0,92	0,75		0,45	0,53
11		0,77	0,62	0,51	0,66	0,73		0,72	0,57
12		0,59	0,61	0,74	0,76	0,65		0,62	0,69
13		0,73	0,61	0,52	0,51	0,65		0,49	0,55
14		0,39	0,61	0,62	0,59	0,49		0,57	0,54
15		*0,87*	0,49	0,54	0,61	0,65		0,54	0,56
16		0,61	0,61	0,69	0,57	0,56		0,63	0,66
17		0,62	0,59	0,57	0,65	0,56		0,67	0,55
18		0,57	0,54	0,73					0,65
19		0,60	0,62	0,59					
Moyenne	**0,61**	**0,71**	**0,58**	**0,59**	**0,63**	**0,62**	**0,60**	**0,59**	**0,60**
Ecart-type	0,18	0,20	0,14	0,11	0,13	0,14	0,09	0,17	0,10
Valeur pour le casier total	**0,57**	**0,57**	**0,56**	**0,57**	**0,60**	**0,59**	**0,59**	**0,56**	**0,59**

Ce relevé met en évidence des valeurs qui semblent aberrantes (casier C2, couche N°2 par exemple), qui peuvent être dues à des erreurs ponctuelles de mesure GPS. Les valeurs suspectes (i.e. clairement non probables) apparaissent en italique grisé dans le tableau. Cependant, elles remettent en question l'ensemble des autres valeurs, puisqu'il est difficile de

fixer la limite entre valeur juste et valeur aberrante. L'erreur de 20 mm stipulée par le fournisseur et vérifiée lors d'un essai dans le cadre de cette étude semble donc sous-estimée. Les valeurs moyennes calculées, qui prennent en compte ces valeurs aberrantes sont de ce fait faussées, et il n'est pas possible de les comparer.

Une tendance semble néanmoins se dessiner : les valeurs de masse volumique humide apparentes par couche et par casier tendent à augmenter sensiblement avec la hauteur du casier (cf. Figure 45, exemple du casier C3). Cela ne traduit pas une augmentation de masse volumique de mise en œuvre au fur et à mesure de la montée des casiers, mais plutôt le fait que lors de la mise en place d'une couche d'indice (i), sous l'effet du poids des déchets et du compacteur, les couches d'indices 1 à (i-1) subissent un tassement primaire, de sorte que le volume V_i de la couche (i) est en réalité augmenté du volume libéré par les couches inférieures (d'où l'usage du terme de masse volumique apparente, qui n'a pas de réalité physique).

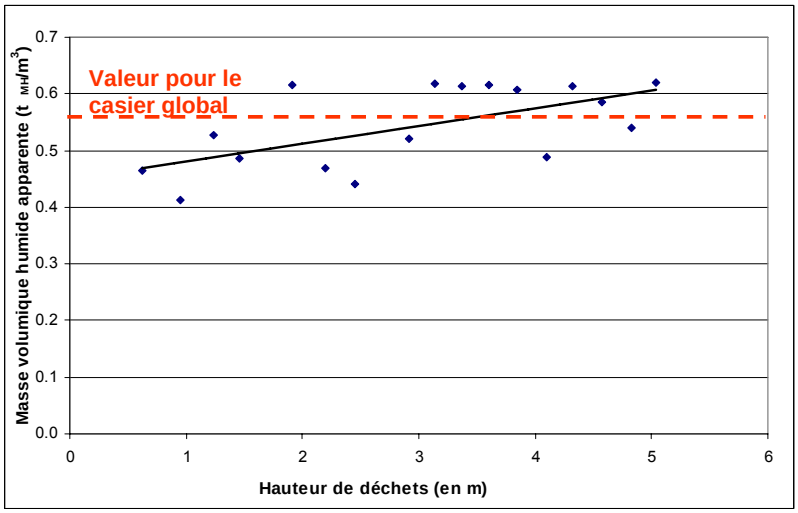


Figure 45 : Evolution de la masse volumique humide apparente de mise en œuvre du casier C3 (valeurs aberrantes non prises en compte)

Ce constat implique que la masse volumique humide calculée pour le casier global est également influencée par la hauteur de la colonne de déchet : il s'agit donc d'une résultante de la compaction et de la hauteur de déchet appliquée. Ces considérations étant faites, les valeurs de masses volumiques humides globales par casier peuvent être comparées, afin d'estimer l'impact des modalités de mise en place sur le gain immédiat en vide de fouille. Cette valeur étant mesurée pour une grande hauteur de déchets, l'erreur sur la mesure, quelle qu'elle soit, est minimisée.

A l'issue d'une période d'exploitation de 55 jours, des masses volumiques humides globales comprises entre 0,56 et 0,60 $t_{MH}.m^{-3}$ ont été observées sur les différents casiers (Tableau 31). Le premier constat concerne le niveau extrêmement faible de ces valeurs, en comparaison des valeurs couramment observées sur des casiers en vraie grandeur (0,7 à 1 $t_{MH}.m^{-3}$). Ces mini-casiers sont certes caractérisés par une faible hauteur de déchet et une durée réduite d'exploitation (inférieure à deux mois), mais des valeurs plus importantes ont également été observées pour des études similaires (Tableau 11, p85 : de l'ordre de 0,63 à 1,2 $t_{MH}.m^{-3}$ pour des mini-casiers compactés). Une cause de ces faibles masses volumiques pourrait être la nature du déchet mis en place, qui comporte une grande quantité de DIB à forte proportion en éléments légers et secs, tels que les plastiques, papiers et cartons, et l'absence de déchets à forte densité intrinsèque, types inertes ou boues. Les résultats de Wingfield-Hayes (1997) sur des mini-casiers de 5 m de hauteur, montrent en effet que la masse volumique en place est

augmentée par l'ajout d'inertes : ils obtiennent des valeurs de 1 et 1,2 $t_{MH}.m^{-3}$ pour du déchet avec et sans ajout d'inertes, respectivement.

En contrepartie des faibles valeurs de masses volumiques observées dans cette étude, un certain rattrapage au cours de la post-exploitation peut être attendu, d'où l'importance de suivre les tassements de surface une fois la couverture finale mise en place. Outre cette remarque générale, l'analyse comparative des valeurs obtenues sur les différents mini-casiers indique que :

- aucune modalité ne se distingue par une masse volumique significativement plus élevée ou plus faible ; l'impact des modalités d'enfouissement sélectionnées sur la masse volumique humide en place est donc faible ;

- les deux casiers témoins ont des masses volumiques humides proches, ce qui valide la possibilité de comparer les données ; des écarts inférieurs à 2 % seront considérés comme non significatifs ;

- pour les modalités déchet « non broyé » (casiers C1 à C4), les masses volumiques humides sont similaires à celles des casiers témoins : ceci implique que l'épaisseur de la couche mise en place n'affecte pas l'efficacité de compaction (casier C1), et qu'un compactage moins poussé (4 passes au lieu de 8) suffit à mettre en place correctement les déchets ;

- les casiers avec du déchet broyés se distinguent quant à eux des modalités « non broyés » par des masses volumiques humides plus élevées (de l'ordre de 4 à 6 %) ;

- le doublement de l'épaisseur des couches de déchets a également très peu d'influence (comparaison entre les casiers C5 et C7, qui ont été mis en place avec des couches de 0,5 et 1 m non compacté respectivement) ;

- l'influence du nombre de passes sur les casiers broyés semble difficile à déterminer, puisque pour la modalité « broyé finement » les casiers C5 et C6 (respectivement 8 et 4 passes) ont des masses volumiques humides en place identiques, ce qui n'est pas le cas pour les casiers C8 et C9 (5 % de variation de densité).

Globalement, seule la modalité broyage semble avoir un effet sur la masse volumique humide en place du déchet, mais cette influence est relativement faible (de l'ordre de 5 %). L'observation des tassements pourra permettre d'évaluer l'impact des différentes modalités sur le plus long terme et notamment de déterminer s'il apparaît un rattrapage entre casiers ou au contraire un écart plus net des masses volumiques humides. Dans tous les cas, dans les conditions spécifiques de ces mini-casiers, le gain de vide de fouille escompté à l'enfouissement suite au compactage ou au broyage n'a pas été obtenu.

En terme stratégique, ce résultat semble souligner l'importance du type de déchet stocké sur la densité en place obtenue. En effet, si les tendances observées sont transposables à grande échelle, le fait de remplir des casiers majoritairement avec des DIB à faible densité intrinsèque, de surcroît peu humides, pourrait rendre difficile l'optimisation du vide de fouille.

VII.3 Comportement à la biodégradation

VII.3.1 Phase aérobie : montée en température

La Figure 46 présente l'évolution de la température pour les différents points de mesure du casier témoin C2, ainsi que l'influence de la température extérieure T_{ext}. L'échelle des temps indique le nombre de jours écoulés depuis la mise en place du premier drain instrumenté. Cette référence permet ainsi de comparer les courbes entre les casiers à partir de la même durée de mise en place des premiers drains. La corrélation par rapport aux autres courbes présentées peut être réalisée à partir des dates de mise en place des drains présentées en Annexe 1. Les flèches rouges indiquent le recouvrement des drains de mesure par une première couche de déchets (les mesures antérieures correspondent donc aux capteurs à température ambiante).

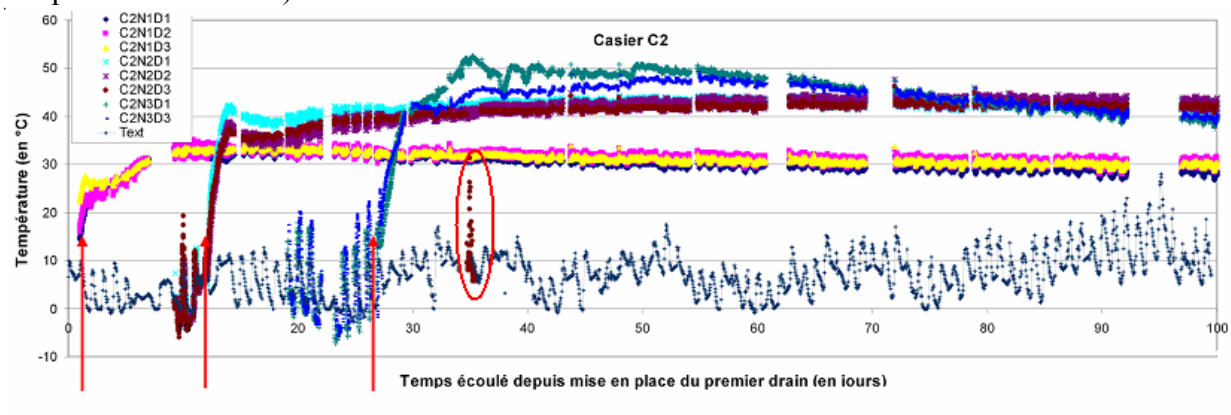


Figure 46 : Evolution de la température au sein du casier témoin C2

Les mesures de température réalisées indiquent :

1. **Une très bonne répétabilité entre les trois réplicas d'un même casier pour une profondeur donnée** (écart-type de l'ordre de 1 °C) :
   La température au sein d'une couche de déchets peut donc être considérée comme homogène ; ce résultat est conforme avec les observations de Lanini (1998) sur le casier instrumenté de Montech, pour lequel la température est uniforme dans les plans horizontaux, à l'exception des zones près des parois latérales, du fait de gradients thermiques vers l'extérieur du casier. Cette observation peut indiquer soit une répartition homogène de l'activité bactérienne aérobie dans un même plan, soit une bonne propagation de la chaleur par conduction au sein du matériau déchet.

2. **Quelques diminutions brutales et localisées de température** (capteur C2N3D3, autour de 35 jours après recouvrement par exemple) :
   Ceci pourrait être expliqué soit par une défaillance temporaire du thermocouple, soit par un passage local de liquide plus froid que le massif de déchets.

3. **Peu d'influence de la variation de température extérieure sur la température au sein du casier** :
   Les variations journalières de température extérieure (amplitude de l'ordre de 10 °C) n'entrainent pas de variations majeures de la température du déchet (oscillations quotidiennes inférieures à 1 °C) pour les profondeurs mesurées (profondeur minimale de 1,4 m par rapport à la surface du casier). Cette observation est contraire à celles réalisées sur plusieurs études en mini-casiers (Leckie et Pacey, 1979 ; Ham et Bookter, 1982) pour lesquelles les températures sont largement influencées par la température

extérieure (températures observées beaucoup plus faibles et dépendantes des fluctuations de température ambiante). Ceci confirme le bon dimensionnement des mini-casiers de cette étude, puisque les conditions d'étanchéité à l'air semblent respectées.

4. **Une montée en température dès recouvrement des thermocouples par une couche de déchets** :
   Ceci indique que la biodégradation aérobie débute dans les heures qui suivent la mise en place du déchet, et ce malgré les faibles températures extérieures.

5. **Une dépendance entre vitesse de remplissage et montée en température** :
   En effet, les pics de température maximale sont quasiment systématiquement atteints au moment où est mise en place la seconde couche de recouvrement sur les thermocouples. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que la hauteur de déchet ainsi mise en place limite la pénétration de l'oxygène jusqu'au point de mesure ; la biodégradation aérobie est alors stoppée ; deux types de courbes peuvent être décrits :
   - une montée rapide et brève en température (augmentation entre 0,5 et 1 °C par heure) jusqu'à une température maximale, puis une décroissance lente jusqu'au palier de stabilisation (Figure 47a) ;
   - une montée progressive (moins de 0,1 °C par heure) jusqu'au palier de stabilisation (Figure 47b).

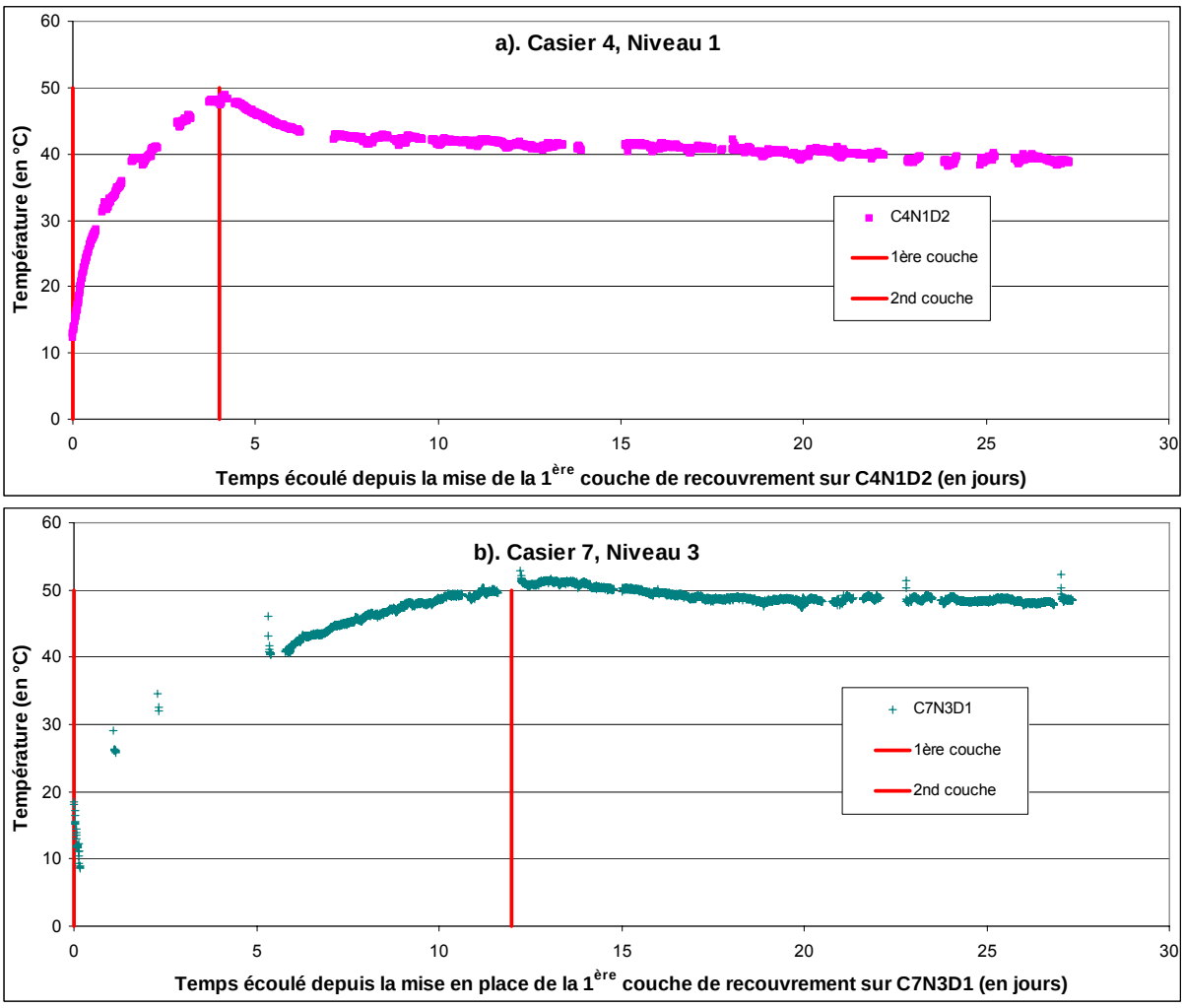


Figure 47 : Profils de montée en température : a). Profil de montée rapide et b). Profil de montée progressive

Il n'est pas possible d'établir de tendance par type de casier ou par profondeur pour expliquer ces différences (Annexe 4 : Courbes de températures par casier et par profondeur), cependant il semble que la vitesse de remplissage des couches joue un rôle important sur l'arrêt de la montée en température. Des fréquences de recouvrement de 1 à 4 jours ont dans la mesure du possible été appliquées, mais des contraintes d'exploitation ont causé des fréquences plus faibles pour certaines couches (cas du casier 7 : 12 jours entre la couche 7 et la couche 8). Ceci modifie le temps de mise en contact avec l'air ambiant pour certaines couches, et peut influer sur la durée de la phase aérobie au sein de cette couche. Ainsi, ce paramètre initialement non pris en compte, car difficilement maitrisable à l'échelle d'une exploitation, semble prépondérant sur l'évolution des conditions aérobies au sein des casiers.

6. **Une stabilisation rapide (quelques jours) et prolongée de la température** :
La température se stabilise autour de 30 à 45 °C selon les casiers et les profondeurs, ce qui assure des conditions mésophiles de biodégradation. Des températures moyennes à stabilisation T_{stab} par profondeur et par casier sont calculées à partir des moyennes pour les trois réplicas des médianes de température durant la période stabilisée ; elles sont présentées dans le Tableau 32. Ce tableau comprend également les valeurs de concentration en méthane, qui sont commentées dans le paragraphe VII.3.2.

Tableau 32 : Températures à stabilisation T_{stab} et concentration en méthane au palier hydrogénotrophe

Casier	Niveau	T_{stab} (en °C)	CH_4 au palier (en %)
C1	N1	31,5	9,0
	N2	40,5	10,0
	N3	41,4	11,0
C2	N1	31,2	8,0
	N2	42,3	8,0
	N3	47,6	7,5
C3	N1	29,2	10,0
	N2	38,2	8,0
	N3	42,0	7,5
C4	N1	35,6	16,0
	N2	40,1	17,0
	N3	42,7	16,0
C5	N1	40,0	18,0
	N2	47,9	17,0
	N3	49,0	16,0
C6	N1	36,9	18,0
	N2	42,7	15,0
	N3	48,5	10,0
C7	N1	40,1	13,0
	N2	44,8	14,0
	N3	48,2	17,0
C8	N1	41,5	11,0
	N2	44,9	11,0
	N3	44,6	10,0
C9	N1	34,2	22,0
	N2	43,4	18,0
	N3	45,0	16,0

Les fortes températures observées au sein des mini-casiers, alors que la température ambiante est de l'ordre de - 3 à 10 °C pendant la période de remplissage, sont contraires à des résultats observés sur plusieurs sites à l'échelle réelle : Zhao et al. (2008), obtiennent des températures de l'ordre de 25 °C pour un remplissage en été, alors qu'elles n'excèdent pas 5 °C pour un remplissage en hiver. La différence peut s'expliquer par le mode de remplissage des casiers : des couches de 2 m d'épaisseur sont mises en place dans l'étude de Zhao et al. (2008), ce qui peut impliquer que toute la hauteur de déchets ne soit pas en aérobiose et donc ne participe pas à l'élévation de température.

Les températures à stabilisation sont globalement plus faibles pour les niveaux inférieurs, quel que soit le casier. Ce phénomène est également observé par Augenstein et al. (2005a), dans le cas de mini-casiers étanches (présence d'une géomembrane en surface). L'hypothèse d'une pénétration d'O_2 plus importante en surface, et donc d'une dégradation aérobie exothermique plus importante pour les couches supérieures peut donc *a priori* être rejetée. Une des raisons pour expliquer cette température plus forte pour les niveaux supérieurs pourrait être l'ascension de la chaleur des couches les plus basses vers les couches supérieures, par différence soit de pression soit de densité de gaz. L'absence d'influence de la température extérieure sur la température au sein d'une couche, même superficielle, confirmerait par ailleurs cette hypothèse de non pénétration de l'air ambiant dans le déchet en surface.

Une distinction entre les casiers broyés et non broyés peut également être effectuée : alors que les casiers C1 à C4 ont des températures stabilisées comprises entre 30 et 45 °C, les casiers broyés finement et grossièrement se stabilisent entre 45 et 50 °C. Ceci semble indiquer une accentuation de la biodégradation aérobie par la réduction de granulométrie du déchet.

Suite à cette analyse qualitative des résultats obtenus, une analyse statistique a été réalisée afin vérifier que les influences pressenties des modalités étudiées sur la température sont significatives. Pour cela, le logiciel XLSTAT a été utilisé pour effectuer une analyse de la variance (ANOVA). Une base de données a été réalisée à partir des modalités testées (appelées facteurs) et des réponses (variables) obtenues par les courbes de suivi. La base de données ainsi obtenue est présentée en Annexe 5.

Outre les trois facteurs « épaisseur de couche » (E1 pour 0,5 m et E2 pour 0,25 m), « compaction » (C1 pour 8 passes et C2 pour 4 passes) et « granulométrie » (B1 pour non broyé, B2 pour broyé fin et B3 pour broyé grossier), la profondeur de mesure (N1, N2 et N3) et la vitesse de remplissage initiale (durée avant mise en place des couches 1, 2 et 3) ont été prises en compte, suite aux observations précédentes. Les variables sont :

- la température maximale obtenue T_{max},
- la température à stabilisation T_{stab},
- la durée nécessaire pour atteindre la stabilisation H_{stab}.

L'ANOVA se base sur la décomposition des données en différents éléments. Ainsi, dans le cas simple d'un échantillon de données à un seul facteur, possédant j niveaux, et pour lequel on mesure i variables x_i, la décomposition de la variance se traduit s'écrit selon l'Équation 35. Si les α_j sont plus grands que les résidus, alors le facteur est significatif.

Équation 35 $x_j = \mu + \alpha_j + \varepsilon_j$

avec x_i : la mesure de la donnée i
μ : la moyenne générale
α_j : l'effet du facteur j
ε_j : le résidu, qui représente l'erreur expérimentale de la donnée i

Dans le cas d'un échantillon de données à plusieurs facteurs, la décomposition de la variance est plus complexe, puisqu'elle intègre un terme propre aux autres facteurs, mais repose sur le même principe, non détaillé ici.

Afin de valider les résultats d'une ANOVA sur un échantillon de données, il est nécessaire de vérifier que les données satisfont aux conditions suivantes :

- répartition des données : les données sont réparties sur une large plage de données ;
- indépendance entre les facteurs : la matrice de corrélation calculée par XLSTAT permet d'évaluer le degré de corrélation des facteurs ;
- données équilibrées et absence de valeurs aberrantes : le nombre de données par facteur de niveau doit être égal ; de plus la présence de valeurs aberrantes peut perturber l'ANOVA ;
- égalité des variances et normalité des résidus : les résultats de l'analyse de la variance sont valables seulement lorsque les variances entre les groupes sont égales. Pour tester celles-ci, un test de Levene doit être réalisé pour chaque facteur testé ; par ailleurs, pour que les résultats de l'ANOVA soient valables, les résidus doivent suivre une loi normale ;
- indépendance des résidus : pour que les résultats soient valables, les résidus doivent être distribués de manière aléatoire, aucune tendance ne doit être observée ;
- ajustement du modèle : le coefficient R^2, qui représente le pourcentage de variabilité qui peut être expliqué par les facteurs étudiés, permet de déterminer si l'ajustement du modèle est bon ou non.

Les résultats d'une première ANOVA réalisée sur l'échantillon de données global indiquent une corrélation entre l'épaisseur des couches et le temps de recouvrement. Ainsi, ces facteurs sont liés (ce qui peut s'expliquer par le fait que les couches de double épaisseur ont été remplies moins fréquemment que les couches d'épaisseur simple). Il n'est donc pas possible d'étudier l'influence propre à chacun des facteurs. Afin de se libérer de cette corrélation, une seconde ANOVA est réalisée sur les données correspondant aux casiers d'épaisseur simple uniquement. La base de données correspondante est présentée en Annexe 5. Cette analyse, pour laquelle les facteurs sont indépendants, les données normées et l'égalité des variances respectée, indique :

- un mauvais coefficient d'ajustement R^2 ($R^2 = 0{,}579$ et $0{,}655$) pour les variables T_{max} et H_{Stab} respectivement : aucun modèle satisfaisant n'a pu être trouvé pour décrire ces variables en fonction des quatre facteurs testés (granulométrie, compaction, niveau de couche et vitesse de remplissage). Il n'est donc pas possible de conclure quant à l'influence de ces facteurs sur la température maximale atteinte et la vitesse d'établissement du régime de température stable.

- une influence des facteurs granulométrie et niveau de couche sur la variable T_{stab} : pour cette variable, le coefficient d'ajustement R^2 indique que le modèle est représentatif de plus de 83 % des données, et l'analyse de la variance indique que ces deux facteurs sont significatifs. Ces résultats confortent les observations précédentes.

Pour le facteur granulométrie, l'effet du broyage est une augmentation de la température par rapport à la température moyenne. La comparaison des moyennes (test de Tukey HSD) indique cependant qu'alors que les niveaux « broyage fin » et « broyage grossier » influencent de manière significative la valeur de T_{stab} par rapport à une absence de broyage, ils ne sont pas significativement différents entre eux.
Pour le facteur « niveau de couche », la température à stabilisation diminue de manière significative avec la profondeur du casier. Ceci indique que les couches bénéficient de la chaleur des couches sous-jacentes et met en évidence les transferts de chaleur au sein des casiers.

7. **Des profils de températures verticaux homogènes au cœur du casier (zone située entre 1 et 3 m de profondeur), mais avec des zones de forts gradients thermiques en surface et en fond de casier :**
La Figure 48 présente l'évolution de ces profils de température verticaux avec le temps, pour le casier C2. Les points situés dans la couche de surface (<1 m de profondeur) pour les données à 42 jours ont été déterminés à l'aide des mesures réalisées avec la sonde de mesure de consommation d'O_2. L'évolution de ces profils indique une diminution de la température avec le temps, due à des déperditions thermiques élevées en surface (ΔT = 13 °C en 100 jours) et dans une moindre mesure en fond de casier (ΔT = 4 ° C en 100 jours). Cette tendance, conforme aux observations de Lanini (1998) sur le casier de Montech, confirme le bon dimensionnement des mini-casiers, puisque la majeure partie des casiers (80 % au minimum) est en anaérobiose après le remplissage. En effet, la diminution progressive de température traduit l'absence de réaction exothermique, et donc d'activité aérobie.

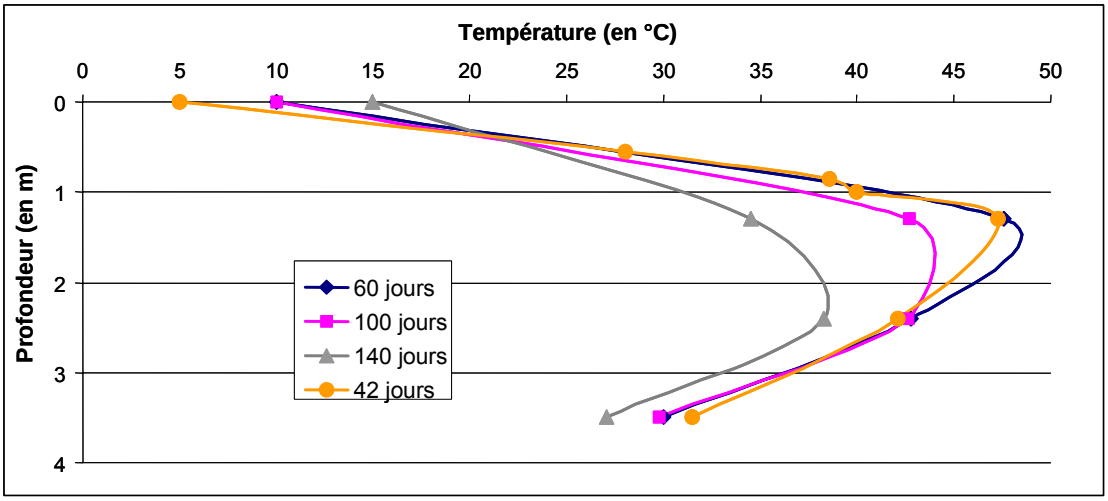


Figure 48 : Evolution du profil vertical de température avec le temps, pour le casier témoin C2

L'analyse des données de température a montré la validité de l'instrumentation mise en place pour le suivi de l'évolution temporelle au cours du remplissage. Les mesures sont en effet considérées représentatives d'une couche donnée. Cette instrumentation a permis de mettre en évidence une répartition homogène de la température au sein du massif de déchets, qui traduit soit une dégradation aérobie uniforme, soit plus vraisemblablement une bonne conduction thermique du déchet.
Par ailleurs, la taille des mini-casiers est suffisante pour assurer des conditions anaérobies au sein de la majorité du massif de déchet. La température, comprise entre 30 et 45 °C au cœur du casier, et peu dépendante de la température ambiante, est propice au développement

d'une flore méthanogène mésophile. Des zones de gradients thermiques en surface et en fond de casier sont toutefois détectées, et la température a tendance à diminuer sur le long terme. La mise en place de la couverture devrait permettre d'isoler les mini-casiers thermiquement et ainsi de limiter les déperditions thermiques.
Le suivi de la montée en température en fonction de la mise en place successive des couches de déchets a permis de mettre en évidence l'importance de la vitesse de remplissage sur la température atteinte dans le casier. Ce paramètre n'a cependant pas pu être maîtrisé dans le cadre de cette étude, et le serait encore moins facilement à l'échelle 1.
Concernant l'impact des modalités de remplissage sur la montée en température au sein des casiers, l'observation des courbes et une analyse statistique ont permis de démontrer l'influence significative de la granulométrie sur la température obtenue : le broyage des déchets permet de favoriser la réaction de biodégradation aérobie. Ceci peut s'expliquer par une meilleure accessibilité de la matière organique, et donc à une hydrolyse facilitée. Les deux granulométries testées (d_{85} = 200 et 300 mm) n'ont cependant pas d'impacts significativement différents. Pour les autres modalités (compaction, et épaisseur de couche), aucune influence significative n'a pu être démontrée.

VII.3.2 Mise en place de la méthanogenèse

Les températures atteintes à stabilisation permettent la mise en place rapide de conditions mésophiles dans tous les casiers : au bout de quatre jours au maximum, la température au sein de la couche instrumentée dépasse 30 °C. Le suivi de la composition du biogaz permet d'évaluer la vitesse de mise en place des conditions anaérobies. Les mesures obtenues sont également très répétables au sein d'un triplicata ; seules les valeurs moyennes et les écart-types par casier et par niveau sont donc présentées par la suite. De même que pour les mesures de température, les échelles de temps des courbes de composition en gaz indiquent le nombre de jours écoulés depuis la mise en place du premier drain instrumenté. Les concentrations sont des concentrations volumiques.

Les courbes de concentration en O_2 (cf. Figure 49 pour le casier C2) mettent en évidence l'absence d'oxygène (concentration mesurée inférieure à 1 %) au maximum trois jours après recouvrement d'une couche par une couche supplémentaire de déchets, c'est-à-dire sous 0,5 m de déchet au maximum (ou 0,25 m pour les couches d'épaisseur simple). Les courbes de température sont corrélées avec les courbes de concentration en O_2 : la température augmente tant qu'il y a présence d'O_2, puis elle se stabilise. Ces concentrations en O_2 observées sont différentes des résultats obtenus par Aguilar-Juarez (2000) dans le casier de Montech : il a obtenu des concentrations en O_2 de l'ordre de 10 % sous un mètre de déchet. L'auteur explique cette forte concentration en O_2 par la forte perméabilité horizontale du déchet, qui peut favoriser l'évacuation horizontale du biogaz vers les puits de collecte montés à l'avancement. Dans notre cas, l'absence de puits de collecte du biogaz limite son évacuation, et un flux vertical ascendant a tendance à se créer, qui s'oppose à la pénétration d'oxygène en surface. Les mesures réalisées dans notre étude semblent donc indiquer l'influence de la production de biogaz sur la composition du gaz au sein des couches supérieures de déchets. Par la suite, et durant toute la période de suivi avant la mise en place de la couverture et du dégazage (3 mois), les concentrations en O_2 n'ont pas excédé 0,5 % aux trois profondeurs instrumentées. La somme des gaz mesurés (O_2 + CH_4 + CO_2) est par ailleurs proche de 100 % à stabilisation, ce qui correspond à une absence de N_2 et implique que le casier est en anaérobiose au moins jusqu'au niveau N3 (1,5 m de profondeur par rapport à la surface). Ainsi les mini-casiers ne sont pas soumis à des infiltrations d'air, et ils sont représentatifs de casiers de stockage en anaérobiose.

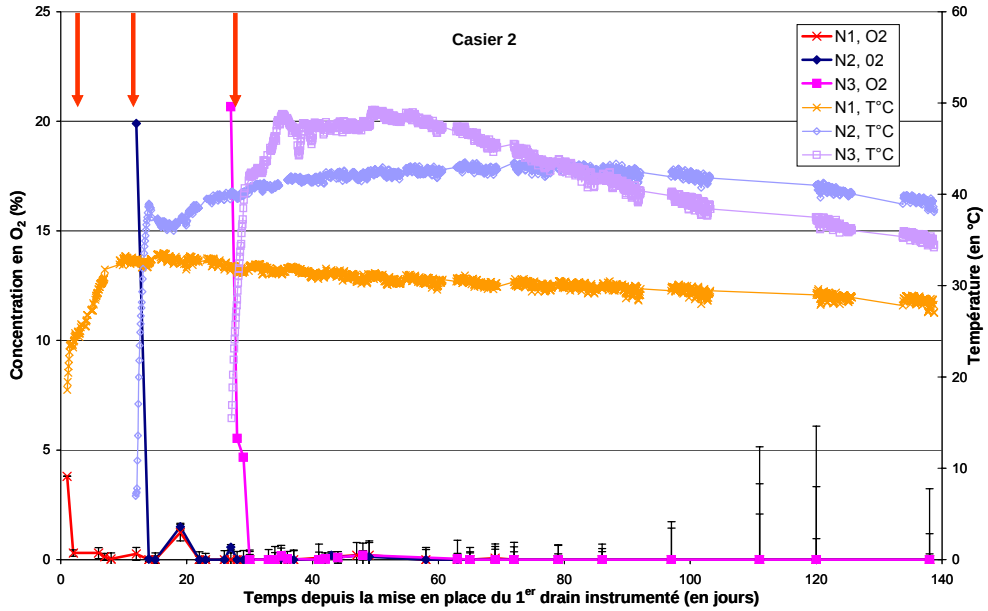


Figure 49 : Courbes de concentration en oxygène, corrélées avec la température, pour les différents niveaux du casier témoin C2 (les flèches indiquent la mise en place des 1ères couches de recouvrement)

Les courbes de concentration en CH_4 (Figure 50 pour le casier C2, les autres courbes sont présentées en Annexe 6) indiquent que la production de CH_4 (concentration jugée significative si supérieure à 1 %) débute dès 10 jours après recouvrement d'une couche de déchets. Ceci est expliqué par le fait que les déchets disposent initialement de l'ensemble des acteurs microbiens nécessaires à la biodégradation (Barlaz et al., 1990). La détection de CH_4 est encore plus précoce pour les couches supérieures (N2 et N3) : elle est quasi instantanée dès le recouvrement par une couche de déchets. Cette observation met en évidence l'impact de la production de biogaz en fond de casier sur les concentrations des couches sus-jacentes, et confirme l'hypothèse d'un flux vertical ascendant de biogaz.

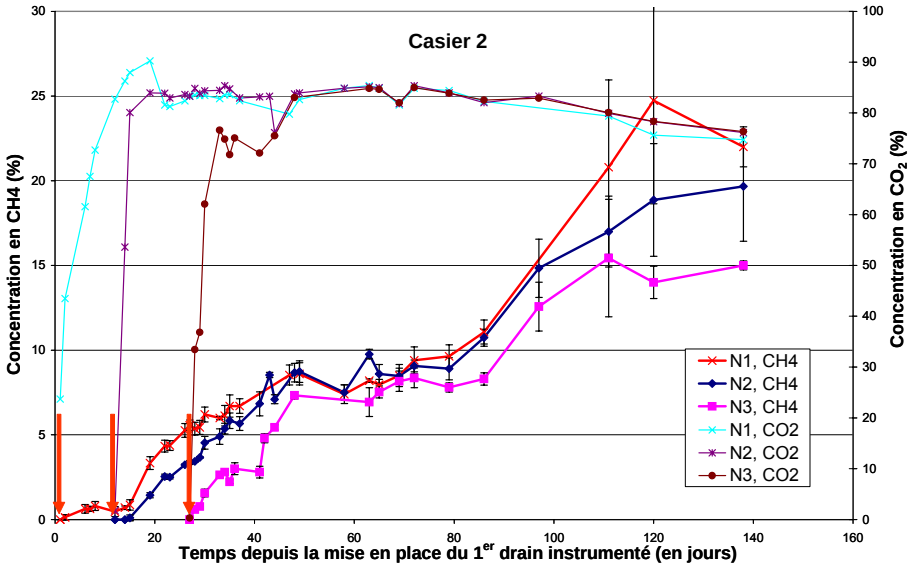


Figure 50 : Courbes de concentration en CH_4 et en CO_2 pour les différents niveaux du casier témoin C2 (les flèches indiquent la mise en place des 1ères couches de recouvrement)

Les écarts-types des données de concentration en CH_4 évoluent avec le temps, notamment pour les casiers C1 à C4, pour lesquels le déchet est non broyé : alors qu'au début du suivi les écarts-types sont de l'ordre de 0,5 %, ils doublent en fin de suivi. Cette observation traduit l'apparition de différences locales de concentration en biogaz, qui peuvent être dues soit à la création de zones moins homogènes de dégradation soit à la formation de poches de biogaz.

Ces courbes (Figure 51 pour le niveau N1 sur tous les mini-casiers), outre la période de latence, présentent une première phase de production précoce de CH_4, au cours de laquelle la concentration en CH_4 augmente progressivement ; cette période dure entre 20 et 30 jours, selon les casiers. La concentration atteint des valeurs comprises entre 10 et 15 %, ce qui est similaire aux valeurs obtenues sur le casier de Montech (Aguilar-Juarez, 2000) pour une même durée de stockage (12 % au bout de 20 jours). Puis un palier de stabilisation est atteint, qui dure entre 30 et 40 jours. Enfin, une seconde phase d'augmentation de la concentration en CH_4 est observée.

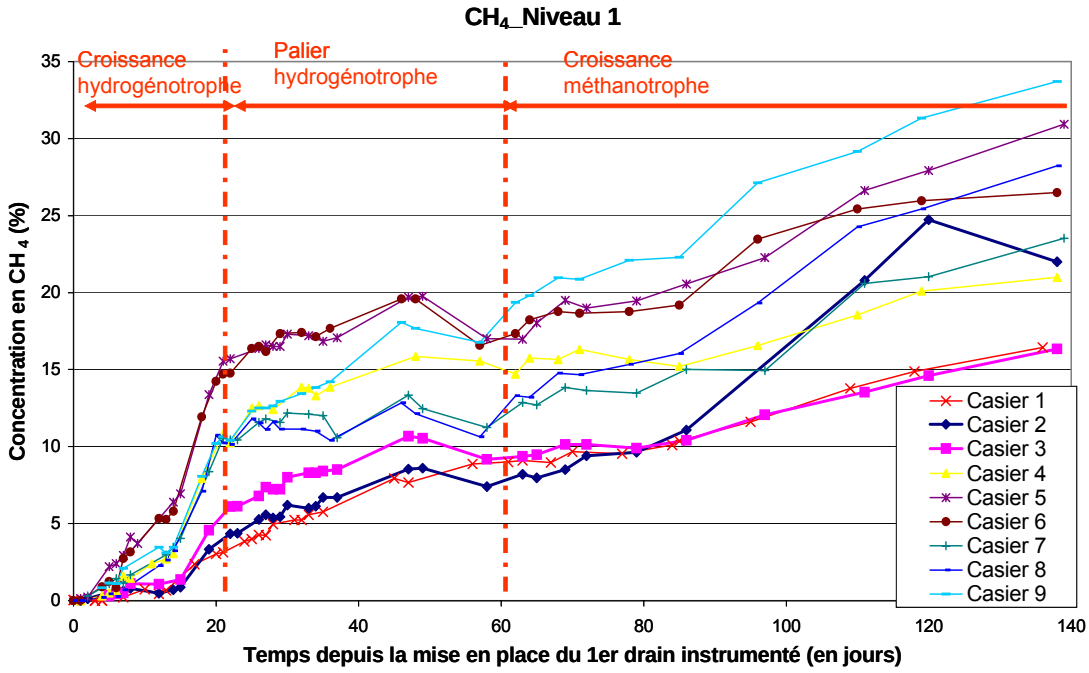


Figure 51 : Phases de production de méthane : mise en évidence d'un palier hydrogénotrophe (exemple du niveau N1)

Cette production de CH_4 en deux phases est également observée en laboratoire par François (2004) et Vigneron (2005) et est typique d'un déchet frais. Dans un premier temps, la production précoce de CH_4 serait réalisée par des microorganismes méthanogènes hydrogénotrophes. Il s'agit en effet toujours de la phase d'acidogenèse, pendant laquelle le CO_2 est le gaz majoritairement produit, mais une production de méthane est toutefois possible à partir des microorganismes méthanogènes hydrogénotrophes, qui ont des cinétiques plus rapides que les acétoclastes (Chen et Hashimoto, 1996 ; Vavilin et al., 2000). La durée de la méthanogenèse hydrogénotrophe (entre 55 à 60 jours) est similaire à celle observée par Vigneron (2005), cependant les paliers atteints sont plus faibles : alors qu'ils sont de l'ordre de 20 % chez Vigneron (2005), ils varient entre 7 et 18 % seulement pour les mini-casiers. Pour cette étude mini-casiers, plus la température est élevée, plus la concentration atteinte au palier est forte (Tableau 32). Deux hypothèses, qui peuvent être complémentaires, peuvent expliquer cela :

- soit l'élévation de température favorise le développement de la flore méthanogène ;

- soit la dégradation aérobie favorise l'hydrolyse de matière organique et la rend plus facilement assimilable par les microorganismes hydrogénotrophes.

Encore une fois, ce sont les modalités « déchets broyés » qui semblent favoriser cette méthanogenèse hydrogénotrophe : les casiers C1 à C3 (non broyés) possèdent des croissances de microorganismes hydrogénotrophes faibles (de l'ordre de 0,7 % CH_4/jour) alors que les casiers broyés finement ou grossièrement C5 à C9 ont des taux de croissance de microorganismes hydrogénotrophes deux fois plus importants (1,4 % CH_4/jour). Seul le casier C4 (non broyé, mais faiblement compacté) possède un comportement proche d'un casier broyé (1,3 % CH_4/jour).

Le suivi de la composition gazeuse des mini-casiers dans le cadre de cette étude n'a pu être réalisé que sur une période de cinq mois (dont deux mois durant le remplissage). A l'issu de cette période (140 jours depuis la mise en place de la première couche de déchets), la phase de méthanogenèse stable n'a pas été atteinte (ratios CH_4/CO_2 faibles, de l'ordre de 0,4) malgré les températures au sein du casier propices à la méthanogenèse. Le Tableau 33 présente ces valeurs de méthane à 140 jours pour les différents casiers.

Tableau 33 : Concentrations en CH_4 et ratios CH_4/CO_2 à 140 jours

Casier	Niveau	CH_4 à 140 jours (en %)	Ratios CH_4/CO_2 à 140 jours
C1	N1	16,4	0,23
	N2	19,7	0,27
	N3	18,3	0,25
C2	N1	22,0	0,29
	N2	20,0	0,26
	N3	15,0	0,20
C3	N1	16,3	0,22
	N2	16,0	0,21
	N3	16,0	0,21
C4	N1	21,0	0,29
	N2	20,0	0,28
	N3	21,3	0,29
C5	N1	30,9	0,44
	N2	29,9	0,42
	N3	24,2	0,33
C6	N1	26,5	0,36
	N2	25,8	0,34
	N3	20,0	0,26
C7	N1	23,5	0,32
	N2	22,8	0,31
	N3	26,9	0,37
C8	N1	28,2	0,39
	N2	20,2	0,27
	N3	16,6	0,22
C9	N1	33,7	0,50
	N2	28,3	0,41
	N3	26,2	0,36

Pour l'étude sur le casier de Montech l'inversion du rapport CH_4/CO_2 a été obtenue au bout de 100 jours à 4,5 m de profondeur (Lefevbre et al., 2000). La phase méthanogène stable a été atteinte entre 180 jours (à 1,9 m de profondeur) et 360 jours (à 13,4 m de profondeur) à partir du moment où les déchets ont été déposés (Lanini, 1998). Ces vitesses d'établissement du

régime méthanogène stable sont plus rapides que celles observées dans cette étude, la différence peut s'expliquer par le type de déchet utilisé (composé à 63 % d'OM, 21 % de DIB et 8 % de déchets verts, avec une teneur en eau globale de 39,5 $\%_{MH}$, ce qui lui confère une biodégradabilité plus importante).

Les résultats de cette étude peuvent néanmoins être comparés entre eux, afin d'évaluer l'impact des différentes modalités de mise en place sur le démarrage de la méthanisation. Pour cela, une analyse statistique du même type que celle présentée pour la montée en température a été réalisée. La modalité épaisseur de couche ne peut pas non plus être analysée, du fait de sa corrélation avec la vitesse de remplissage. De même que pour la variable température à stabilisation, les résultats de l'analyse statistique indiquent une influence des facteurs granulométrie et niveau de couche sur la concentration en CH_4 à 140 jours ; par ailleurs, une influence de la compaction peut également être établie pour cette variable (modèle à coefficient $R^2 = 0,73$) :

- la diminution de la granulométrie par broyage a un effet positif sur la concentration en CH_4 ; les deux modalités de broyage ne sont cependant pas significativement différentes. Ce phénomène peut être le résultat de l'impact du broyage sur la montée en température, mais peut aussi être directement lié à la préparation du déchet par broyage qui rend plus facile son assimilation par les microorganismes anaérobies.
- plus la mesure est réalisée proche de la surface du casier, moins la concentration en CH_4 est élevée : ceci pourrait être dû à l'impact de la pénétration de l'oxygène dans la couche supérieure. Bien que les résultats précédents indiquent une profondeur maximale de pénétration de l'O_2 de 1 m, le phénomène de diffusion/dilution du gaz peut influencer la concentration en CH_4 des couches inférieures (niveau N3 à 1,4 m de profondeur).
- enfin, la compaction a un effet positif sur la concentration en CH_4 (plus le déchet est compacté, plus la valeur en CH_4 à 140 jours est élevée) : la compaction semblant avoir un impact limité sur la masse volumique humide en place du déchet (paragraphe VII.2), l'explication ne peut pas être une porosité significativement plus faible et donc une pénétration de l'oxygène diminuée. Le rôle du compactage peut cependant être une trituration et un mélange du déchet (notamment entre le DIB et l'OM), ce qui pourrait favoriser l'ensemencement de catégories de déchet non souillées (type papier carton) par du déchet plus putrescible.

Ainsi, l'instrumentation mise en place a permis de suivre qualitativement la mise en place de la méthanogenèse, et notamment de distinguer certaines phases du processus de biodégradation (phases de méthanogenèse acétogène et hydrogénotrophe).
Le suivi des concentrations gazeuses confirme les observations réalisées à partir des mesures de température concernant le bon dimensionnement des mini-casiers : la diffusion de l'oxygène étant limitée à une épaisseur d'un mètre au maximum, la majorité des casiers se situe en anaérobiose.
Ce suivi a également mis en évidence une bonne homogénéité de la composition gazeuse au sein d'une couche d'un même casier, mais avec une tendance à la divergence, qui peut indiquer des hétérogénéités locales du processus de biodégradation, amplifiées avec le temps.
Concernant la comparaison inter-casiers, des différences de comportement ont pu être observées, et une analyse statistique a démontré l'impact de la granulométrie et de la compaction sur la mise en place de la méthanogenèse. Pour la modalité broyage, ce résultat est conforme avec les observations de montée en température, et peut donc s'expliquer par une température plus élevée au sein des casiers broyés, qui favorise la croissance et l'activité des microorganismes anaérobies ; l'hypothèse d'une influence directe de la diminution de

granulométrie sur cette activité biologique peut également être avancée. Pour le compactage par contre, du fait des résultats de mesure de température et masses volumiques en place qui n'indiquent pas d'impact significatif de cette modalité, la justification de cette influence est difficilement interprétable, si ce n'est pas une meilleure homogénéisation du déchet par trituration.
La période limitée de l'expérimentation dans le cadre de cette thèse n'a cependant pas permis d'atteindre la phase de méthanogenèse stable, et un suivi plus long doit être poursuivi.

VII.3.3 Evaluation de la diffusion de l'oxygène

Le temps de contact avec l'O_2 étant un paramètre déterminant pour les conditions de mise en place de la méthanogenèse, il semble intéressant de connaître les taux de consommation en O_2 du déchet mis en place dans les casiers de stockage, et sa profondeur de pénétration, pour pouvoir estimer la biodégradation aérobie associée.

Pour évaluer la diffusion d'oxygène sur site, les résultats obtenus en colonne sont préalablement analysés, afin d'écrire un modèle de dégradation et de déterminer des ordres de grandeur de taux de consommation pour deux types de déchet (rapidement et modérément dégradables). Ce modèle est ensuite utilisé pour les résultats obtenus sur mini-casiers, afin d'évaluer les propriétés de diffusivité de l'O_2 en fonction des modalités de mise en place.

VII.3.3.1 Résultats en colonne de laboratoire

Résultats expérimentaux
Lors des essais F1 et PC2, des problèmes de colmatage des tubes d'analyses et de la membrane Génie (permettant la filtration de l'humidité en amont des colonnes du µGC) ont été rencontrés, du fait de la forte humidité du déchet et de la température ambiante. Le suivi a dû être interrompu, et les tubes et la membrane séchés. Lors du replacement des tubes dans le pilote, certains n'ont pas été enfoncés à la même profondeur, ce qui explique les discontinuités observées sur les courbes de composition du gaz. Des valeurs aberrantes (somme des gaz < 95 %), qui correspondaient à des mesures réalisées lors d'un colmatage, ont été supprimées. Le premier point de mesure de chaque essai ne semble par ailleurs pas exploitable (valeur de O_2 aberrante, car proche de la concentration dans l'air), il a donc été supprimé. Ceci est dû à une purge insuffisante de l'ensemble tube de gaz/multi-voie/tube collecteur pour l'alimentation du µGC.
Les résultats obtenus sont très similaires par type de déchet. La deuxième série d'essais (PC2 et F2) ayant été réalisée sur une plus longue période, seules les courbes pour ces essais est présentée (Figure 52 pour l'essai PC2 et Figure 53 pour l'essai F2) ; elles serviront également de base à la modélisation. Ces figures présentent l'évolution de la composition du gaz et de la température pour les différentes profondeurs (exprimées à partir du haut de la colonne).

A partir des courbes d'évolution de la composition du gaz, les observations suivantes ont pu être réalisées :
- L'inertage à l'azote n'est pas complet : à l'ouverture des pilotes, il reste environ 5 à 10 % d'O_2 en fond de pilote. La valeur de 5 % est retenue comme condition initiale pour les essais de modélisation.
- Pour les quatre essais, la concentration en CH_4 est inférieure à 0,01 %, ce qui signifie donc une absence de production de méthane.

- Pour les essais PC1 et PC2, la concentration en CO_2 n'est pas nulle mais elle reste faible (< 5 %). La température s'équilibre autour de la température ambiante (28 °C), ce qui signifie une faible, voire négligeable, production de chaleur due à la réaction aérobie. Le déchet n'est donc pas totalement inerte, cette consommation d'O_2 est très probablement due aux fractions modérément biodégradables (papier et carton).
- Pour les essais F1 et F2, la production de CO_2 est significative, dès 1 à 2 heures après l'ouverture du pilote. On peut donc considérer que la dégradation aérobie débute peu après que le contact avec l'air est établi. La température dépasse la température ambiante, notamment en surface où elle atteint 45 °C.
- La stabilisation semble atteinte au bout de 18 heures pour l'essai PC2, 24 heures pour l'essai F1, alors que pour l'essai F2, les concentrations en CO_2 continuent d'augmenter (même faiblement après 72 heures).

Les mesures réalisées sont sources de plusieurs erreurs. La première est liée à la précision du dispositif (thermocouples et µGC). D'après le constructeur, le µGC permet de réaliser une mesure de fraction volumique d'un constituant gazeux avec une erreur maximale d'environ 3 %. Néanmoins, cette erreur nécessite d'être calculée à chaque étalonnage de l'appareil. Les thermocouples utilisés ont une erreur maximale tolérée (EMT) de ± 1 °C.
Une autre source d'erreur provient de la position des tubes de prélèvement de gaz. En effet, ces tubes ont été disposés au cours du remplissage du pilote au sein du déchet et leur position est *a priori* connue avec une précision de ± 1 cm. De plus, lors des analyses successives, l'opérateur qui réalise les mesures est amené à manipuler ces tubes afin de les raccorder au circuit du µGC et il est possible que lors de ces manipulations, l'opérateur ait déplacé l'un des tubes de prélèvement. C'est d'ailleurs ce type d'incident qui peut expliquer la variation de concentration en O_2 observée après 58 heures de mesure et pour une profondeur de 20 cm pour l'essai F2. Dans ce cas, le déplacement (d'une profondeur indéterminée) du tube de prélèvement dans le déchet a produit un écart de fraction massique de 10 % par rapport à la valeur observée.

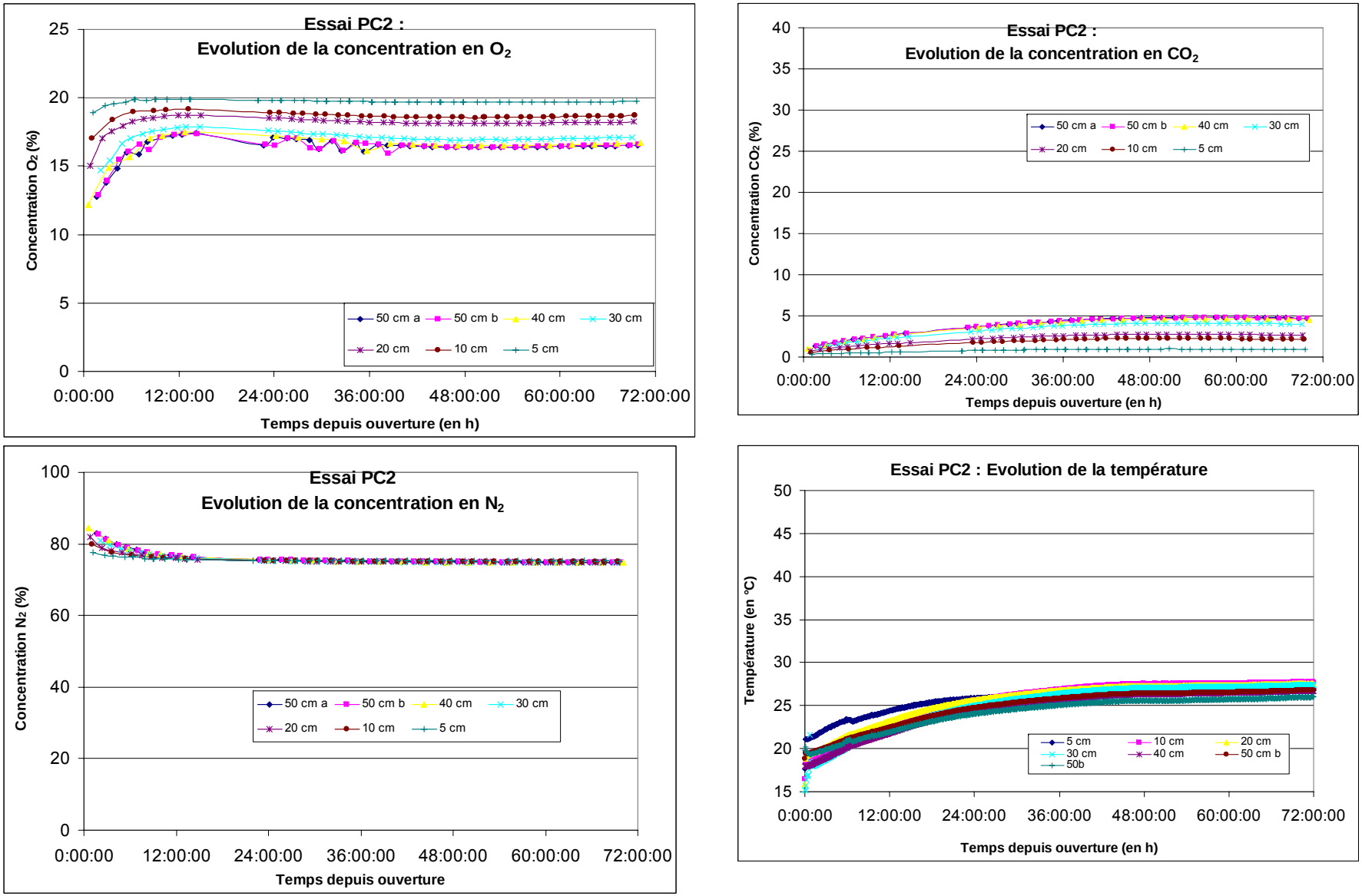


Figure 52 : Allure des courbes de concentration et de température : essais de diffusion sur le déchet « Papier Carton » PC2

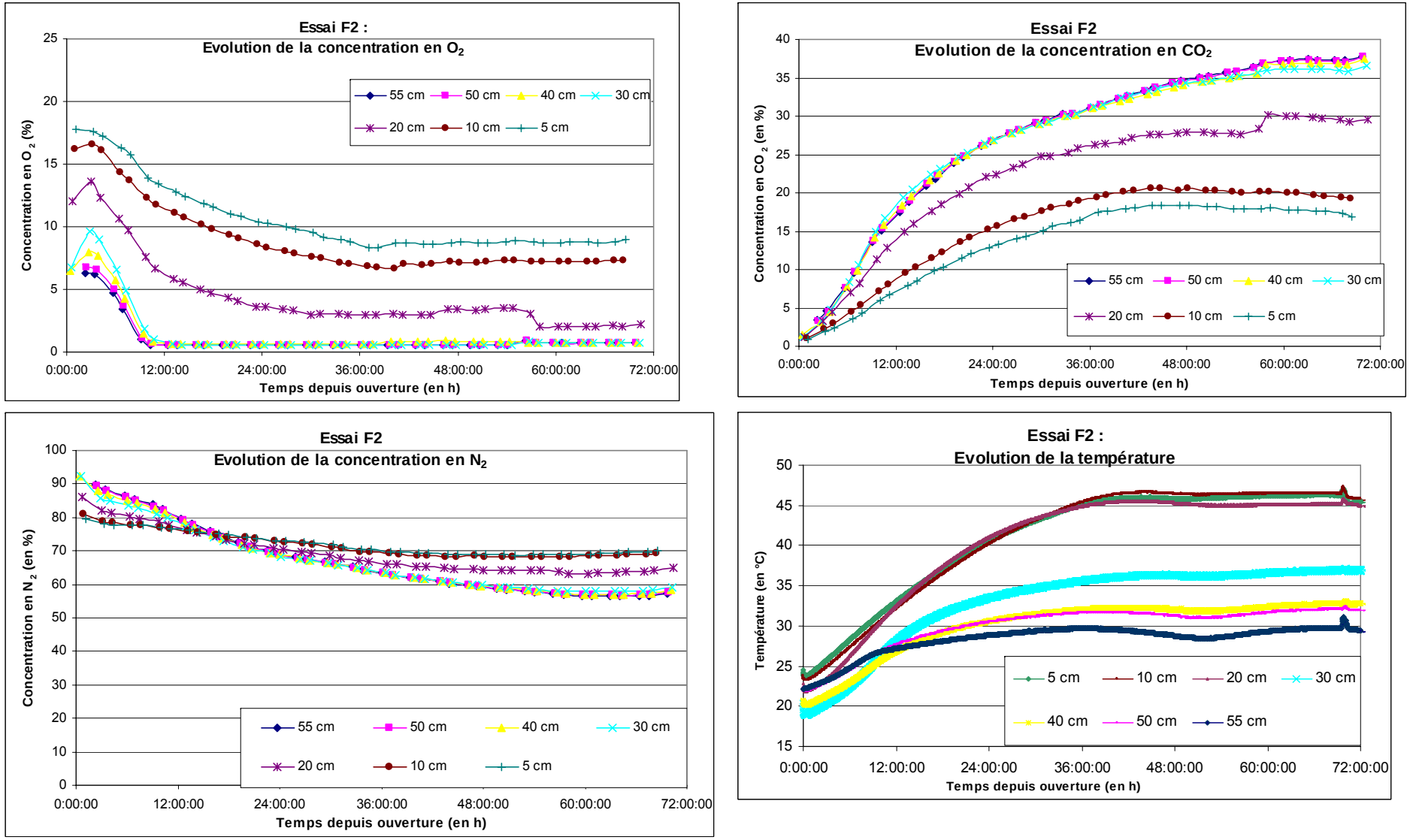


Figure 53 : Allure des courbes de concentration et de température : essais de diffusion sur le déchet « Putrescible » F2

Identification de paramètres

Afin d'estimer les propriétés de consommation et de diffusion des deux types de déchet, le principe de la modélisation décrit dans le paragraphe VI.5.3 est appliqué aux résultats expérimentaux des essais PC2 et F2.

- Taux de consommation des déchets « Putrescible » et « Papier Carton »

Les courbes de températures obtenues pour les essais PC2 et F2 (Figure 52 et Figure 53) permettent de déterminer les évolutions de température au sein du déchet, qui est supposé initialement homogène pour toute la colonne. Les profils de température présentés sur la Figure 54 sont considérés pour la première étape d'identification (étape a).

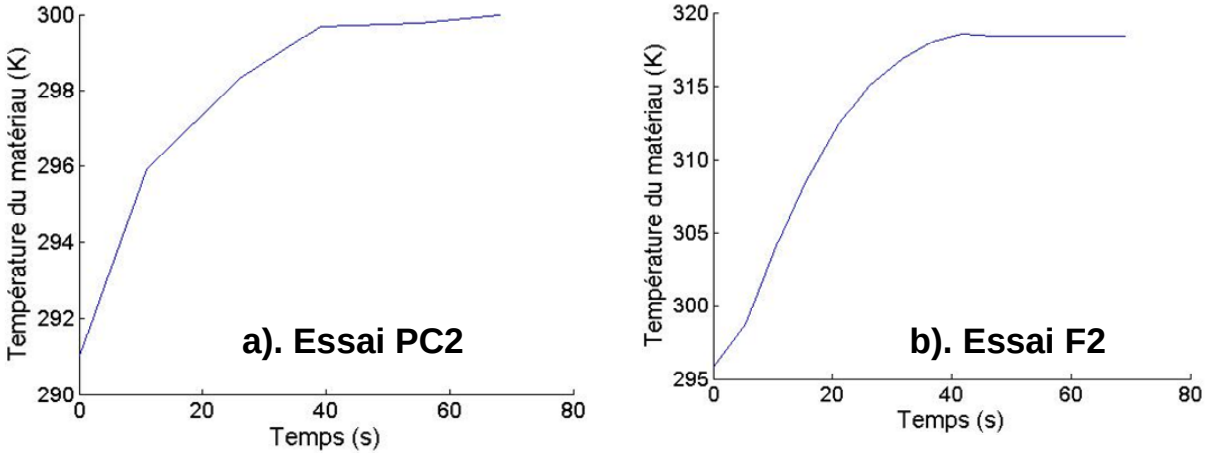


Figure 54 : Profils de température considérés pour le déchet PC2 (a) et le déchet F2 (b) lors de l'étape a

Puis, les paramètres k (constante cinétique de consommation d'O_2 et ϕ (constante de retard) sont identifiés, selon les étapes (b) à (d), à partir des mesures d'évolution de la composition gazeuse au sein de la colonne de déchet, en fonction du temps. Un couple (k,ϕ) optimal est alors obtenu, pour chaque type de déchet. Les résultats de l'identification pour le déchet type « Putrescible » et pour le déchet type « Papier Carton » sont présentés dans le Tableau 34.

Tableau 34 : Valeurs des paramètres k et ϕ identifiés pour les déchets « Putrescible » et « Papier Carton »

Type de déchet	**K** (en kg $O_2.m^{-3}.s^{-1}$)	ϕ (en s)	**Valeur de la fonction objectif** (en %)
Déchet « Putrescible »	$2,25\ 10^{-4}$	$4,68\ 10^{4}$	$2,84.\ 10^{-2}$
Déchet « Papier Carton »	$9,24\ 10^{-6}$	821	$3,03.\ 10^{-2}$

Pour ces valeurs de paramètres, l'évolution de la concentration en oxygène pour différentes profondeurs dans le dispositif peut être tracée, afin de comparer les valeurs mesurées à celles que l'on obtient par simulation. La Figure 55 et la Figure 56 présentent le comportement comparatif du modèle mathématique et du dispositif expérimental pour les déchets type « Putrescible » et « Papier Carton » respectivement.

Dans un souci de simplification de la Figure 55, les profondeurs 50 et 55 cm pour le déchet type « Putrescible » n'ont pas été représentées : les concentrations en O_2 y sont en effet similaires à celles obtenues pour la profondeur 40 cm, que ce soit pour les mesures réalisées ou pour les simulations. La profondeur 5 cm n'est également pas représentée, car la précision sur cette mesure est faible : l'incertitude sur la profondeur mesurée étant de $\pm$ 1 cm, cela représente 20 % pour cette profondeur et il est difficile de connaître avec précision la profondeur pour laquelle les mesures ont été réalisées. Ceci est d'autant plus gênant que la mesure est réalisée en surface, là où la majorité des transferts ont lieu.

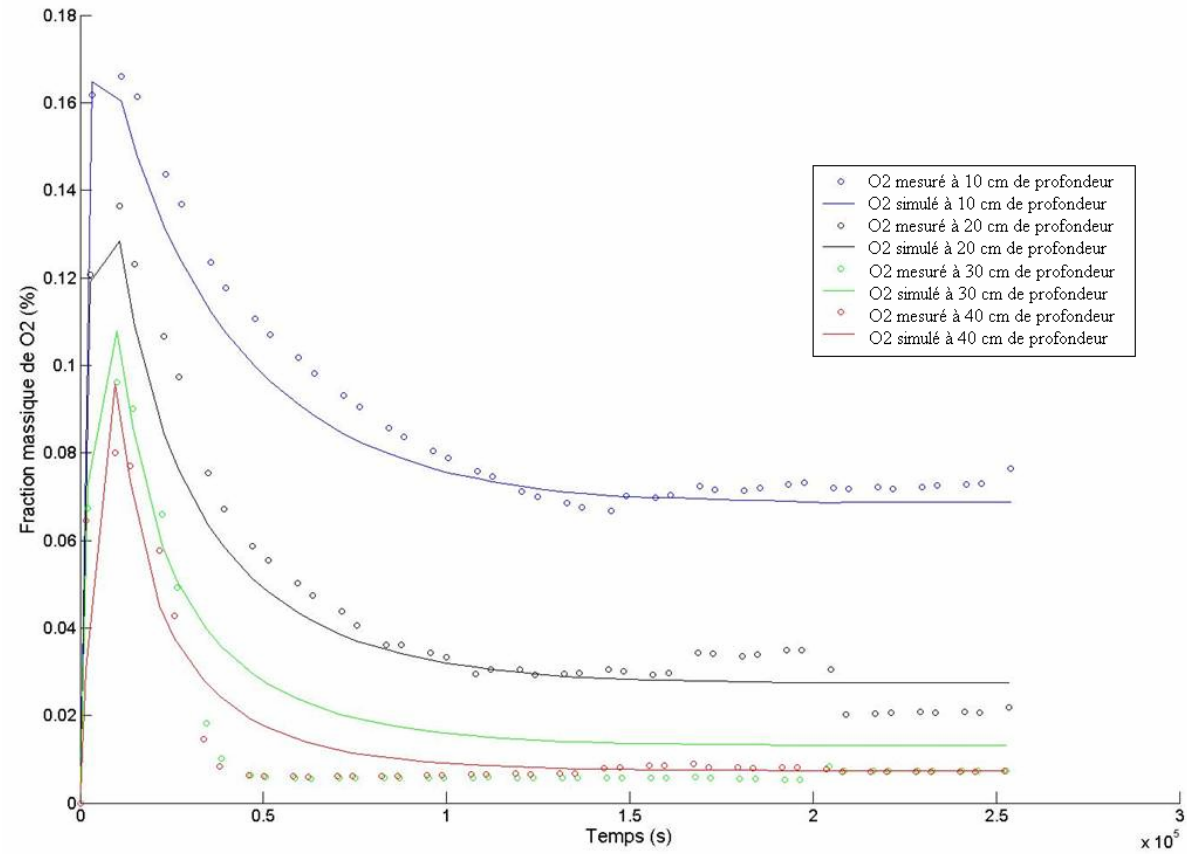


Figure 55 : Déchet de type « Putrescible » : Comparaison des concentrations mesurées (essai F2 : Figure 52) aux concentrations simulées

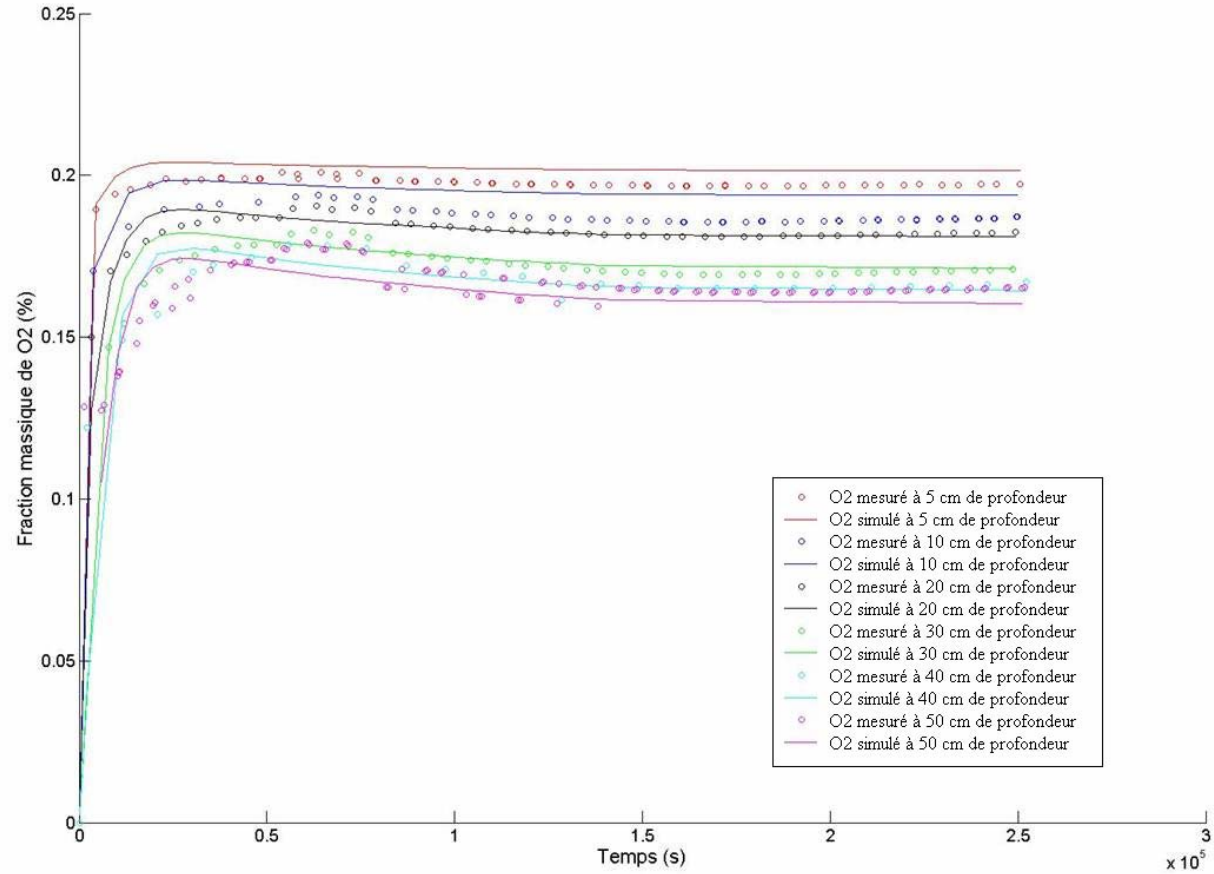


Figure 56 : Déchet de type « Papier Carton » : Comparaison des concentrations mesurées (essais PC2 : Figure 53) aux concentrations simulées

La Figure 55 et la Figure 56 indiquent un bon accord entre les profils de concentration obtenus par simulation et ceux mesurés. Il convient de garder à l'esprit que le matériau considéré dans le modèle est homogène alors que cela n'est probablement pas le cas en réalité. Ceci peut expliquer la majorité des écarts entre la prédiction et la mesure. Les écarts les plus importants (de l'ordre de 100 %, calculé comme l'écart entre les valeurs simulées et mesurées relatif à la valeur mesurée) sont observés pour le déchet de type « Putrescible » en fond de pilote et peuvent s'expliquer par le fait que les concentrations y sont très faibles. En effet, pour des concentrations faibles, l'erreur sur les mesures de concentration est plus importante d'une part, et le modèle de biodégradation peut s'avérer moins adapté, en particulier en ce qui concerne la limite introduite en rapport avec la présence d'oxygène ($\varphi_{O2}(\Omega_{O2})$). Pour le déchet type « Papier Carton », l'écart relatif maximum observé entre la simulation et la mesure est beaucoup plus faible (de l'ordre de 5 %) que dans le cas du déchet « Putrescible » ; ceci peut s'expliquer par le fait que les variations de concentration locale sont beaucoup moins brutales et donc plus simples à modéliser. Les erreurs liées à la modélisation de la biodégradation pour de faibles teneurs en oxygène sont également écartées puisque l'ensemble de la colonne de déchets est en condition fortement aérobie.

En ce qui concerne les valeurs des taux de consommation en oxygène, le premier constat est que le taux de consommation d'oxygène pour le déchet type « Putrescible » est d'environ un ordre de grandeur plus important que celui obtenu pour le déchet type « Papier Carton ». Aguilar-Juarez (2000) présente des valeurs comprises entre 15 et 200 mmol d'O_2.kg $MSV^{-1}.h^{-1}$ pour la consommation d'oxygène par différents déchets dans une large gamme de température (15 à 85 °C). Avec les hypothèses suivantes pour les propriétés du déchet : masse volumique humide de 0,38 $t_{MH}.m^{-3}$; teneur en eau de 45 $\%_{MH}$ et MSV= MO= 50 %, les valeurs obtenues par identification correspondent à 240 mmol d'O_2.kg $MSV^{-1}.h^{-1}$ et 40 mmol d'O_2.kg $MSV^{-1}.h^{-1}$ pour les déchets « Putrescibles » et « Papier Carton » respectivement. Ainsi, le résultat obtenu pour le déchet type « Putrescible » surestime légèrement ceux présentés par Aguilar-Juarez (2000), et le résultat pour le déchet « Papier Carton », composé majoritairement de matériaux modérément biodégradables, est dans la même gamme que ceux présentés par Aguilar-Juarez (2000). Ceci peut s'expliquer par une possible différence structurelle et compositionnelle des matériaux utilisés. Néanmoins, les ordres de grandeur sont similaires.

Concernant le terme de retard, symbolisé par le paramètre ϕ et qui traduit le lapse de temps que met le déchet à atteindre la consommation maximum, il est d'un ordre de grandeur supérieur dans le cas du déchet F2 par rapport au déchet PC2. Ceci peut s'expliquer par le fait que les conditions initiales des deux déchets étaient probablement différentes (notamment au niveau des températures initiales).

- Propriétés thermiques des déchets « Putrescible » et « Papier Carton »

Une fois les paramètres liés à la biodégradation identifiés à l'aide des données de concentration en oxygène, mais avec une évolution de la température locale fixée à l'aide des mesures réalisées (Figure 54), les propriétés thermiques du matériau peuvent être déterminées, par identification, à l'aide des données expérimentales de température (Figure 52 et Figure 53) : c'est l'étape (e) de l'identification, telle que décrite au paragraphe VI.5.3. Les paramètres k et ϕ sont donc fixés, de façon à avoir une consommation d'O_2 connue et l'étape d'identification sur les paramètres $(\rho Cp)^*$ et λ^* est réalisée.

Pour de telles valeurs de propriétés thermiques, les comportements comparatifs du modèle mathématique et du dispositif expérimental pour les déchets de type « Putrescible » et « Papier Carton » sont présentés sur la Figure 57 et la Figure 58 respectivement.

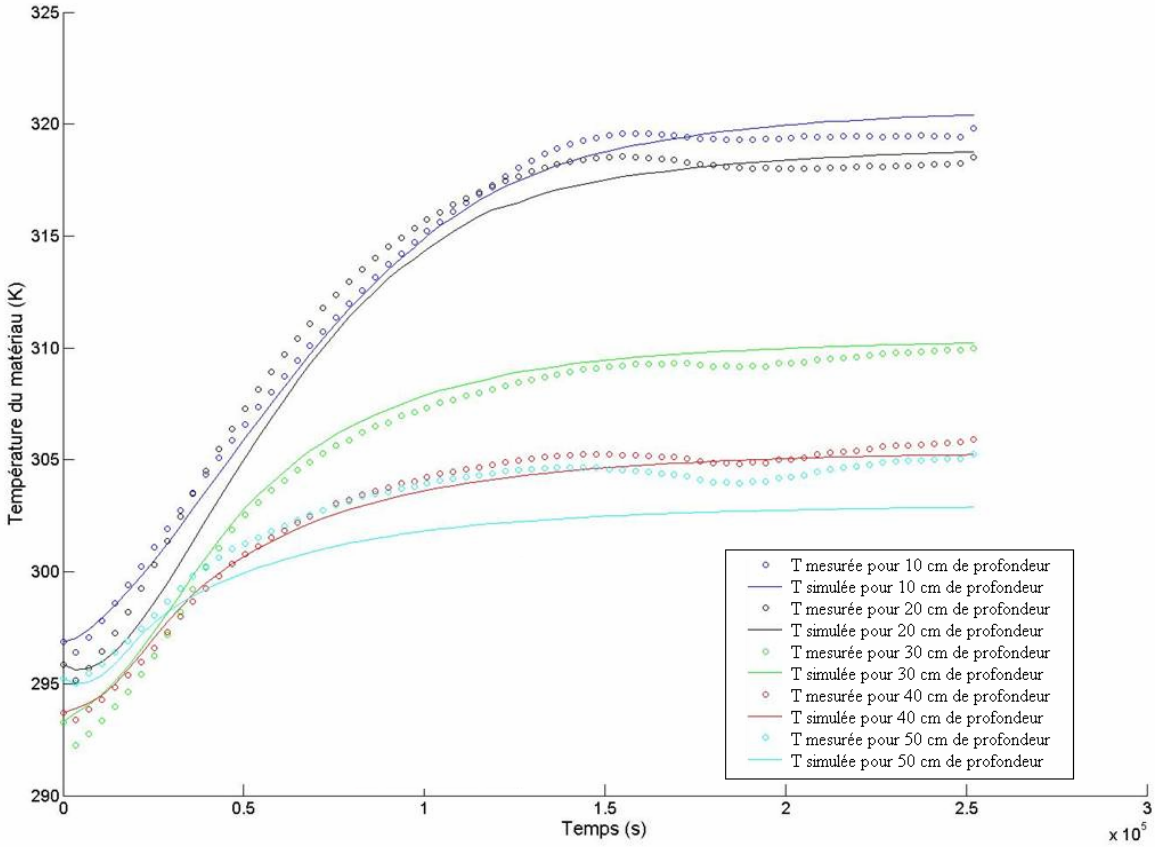


Figure 57 : Déchet de type « Putrescible » : comparaison des températures mesurées (essai F2 : Figure 52) et des températures simulées

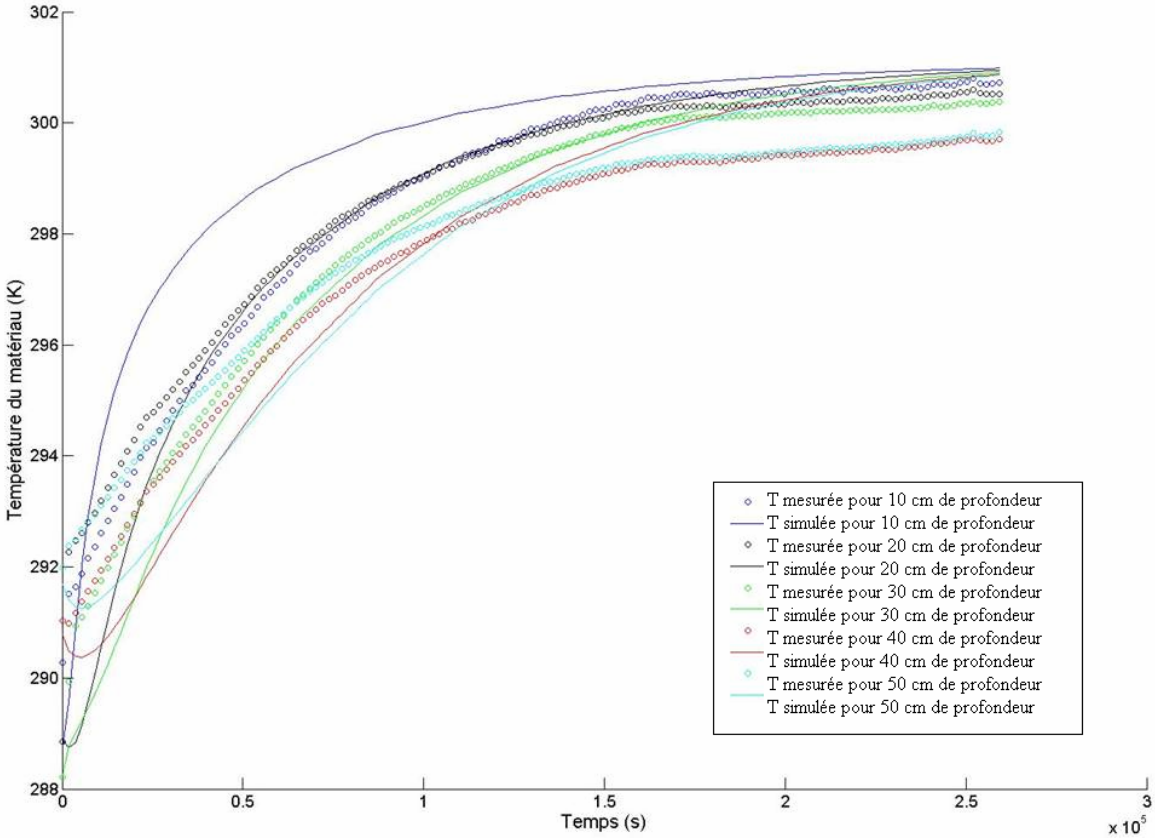


Figure 58 : Déchet de type « Papier Carton ») : comparaison des températures mesurées (essais PC2 : Figure 53) et des températures simulées

Les valeurs de propriétés thermiques obtenues par identification sont présentées dans le Tableau 35.

Tableau 35 : Valeurs des conductivités thermiques et capacités calorifiques pour les déchets de type « Putrescible » et « Papier Carton »

Type de déchet	**$(\rho Cp)^*$** (en $J.m^{-3}.K^{-1}$)	**λ** (en $J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$)	**Valeur de la fonction objectif** (en K^2)
Déchet « Putrescible »	$2{,}2\ 10^3$	0,58	540
Déchet « Papier Carton »	$19{,}0\ 10^3$	13,45	632

Dans le cas du déchet de type « Putrescible », un bon accord global des niveaux de température prévus par la simulation et de ceux observés lors des expérimentations peut être constaté, excepté pour les profondeurs les plus importantes, pour lesquelles des écarts importants pour les hauteurs sont détectés. Ceci est en accord avec les résultats obtenus lors de l'identification des paramètres de biodégradation pour le déchet « Putrescible ». En effet, il avait été constaté que pour les profondeurs les plus importantes, le modèle sous-estime la consommation d'oxygène, ce qui engendre également une sous-estimation de la production de chaleur. Néanmoins, compte tenu de la complexité des nombreux couplages entre les différents phénomènes et des incertitudes de mesure, il est intéressant de noter que le modèle présenté permet de reproduire relativement fidèlement les observations réalisées lors des essais de diffusion. Pour le déchet type « Papier Carton », le résultat d'identification est moins satisfaisant.

Concernant les ordres de grandeur des résultats obtenus, la valeur de la conductivité thermique effective du matériau déchet « Putrescible » est en accord avec celle présentée dans les travaux de Lanini (1998), Aguilar-Juarez (2000) et Aran (2001) pour des déchets similaires. En effet, dans ces travaux, la gamme de conductivité thermique est la suivante : λ^*=[0,1 ; 1,5]. La valeur obtenue pour le paramètre $(\rho Cp)^*$ du mélange semble quant à elle être largement sous-estimée. En effet, les valeurs présentées dans la littérature (Lanini, 1998 ; Aguilar, 2000 ; Aran, 2001 ; Kindlein et al., 2006) pour ce type de matériau sont de l'ordre de 10^6 $J.m^{-3}.K^{-1}$. Aucune cause plausible n'a été détectée pour expliquer cette différence.

Pour le déchet de type « Papier Carton », la valeur obtenue pour la conductivité thermique semble très élevée. En effet, peu de matériaux possèdent des conductivités thermiques supérieures à 5 $J.s^{-1}.m^{-1}.K^{-1}$, mis à part les métaux. Or la fraction massique de métaux présents dans le déchet « Papier Carton » est très proche de celle présente dans le déchet « Putrescible ». Il est donc très difficile de justifier que la conductivité thermique du déchet PC2 soit à ce point supérieure à celle du déchet F2. De plus, tout comme dans le cas du déchet « Putrescible », il semble que la valeur du paramètre $(\rho Cp)^*$ soit sous-estimée.

Il conviendra de réaliser d'autres tests afin d'affiner l'expertise sur l'évaluation de ces paramètres. Des mesures de conductivité thermique des matériaux à l'aide d'une sonde à choc thermique pourront par exemple être réalisées afin de valider la mesure expérimentale par le processus d'identification de paramètres. Ce type de mesure pourra également permettre de réaliser une identification mono-paramètre de $(\rho Cp)^*$ en fixant le paramètre λ^*.

- Conséquences sur la diffusion d'O_2 dans un matériau de type déchet

A partir des résultats obtenus précédemment par identification, les évolutions de la concentration en O_2 et de la température en fonction du temps peuvent être simulées. Pour le déchet de type « Putrescible », par exemple, ces évolutions sont présentées sur la Figure 59 pour la concentration en O_2, et sur la Figure 60 pour la température. Ces figures présentent une coupe dans l'axe de la colonne de déchet (milieu 2D axisymétrique).

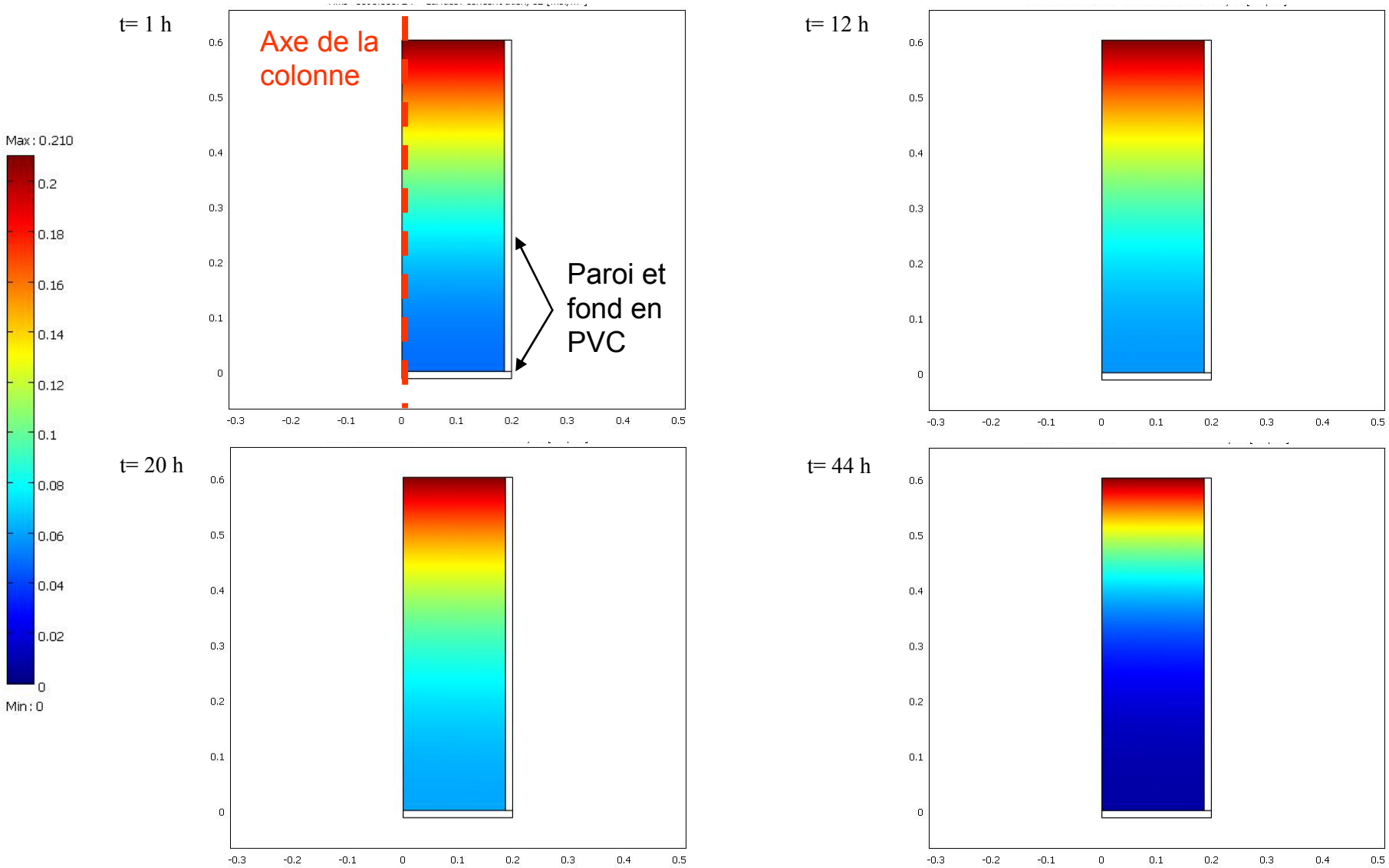


Figure 59 : Evolution de la concentration en O_2 dans le pilote au cours du temps

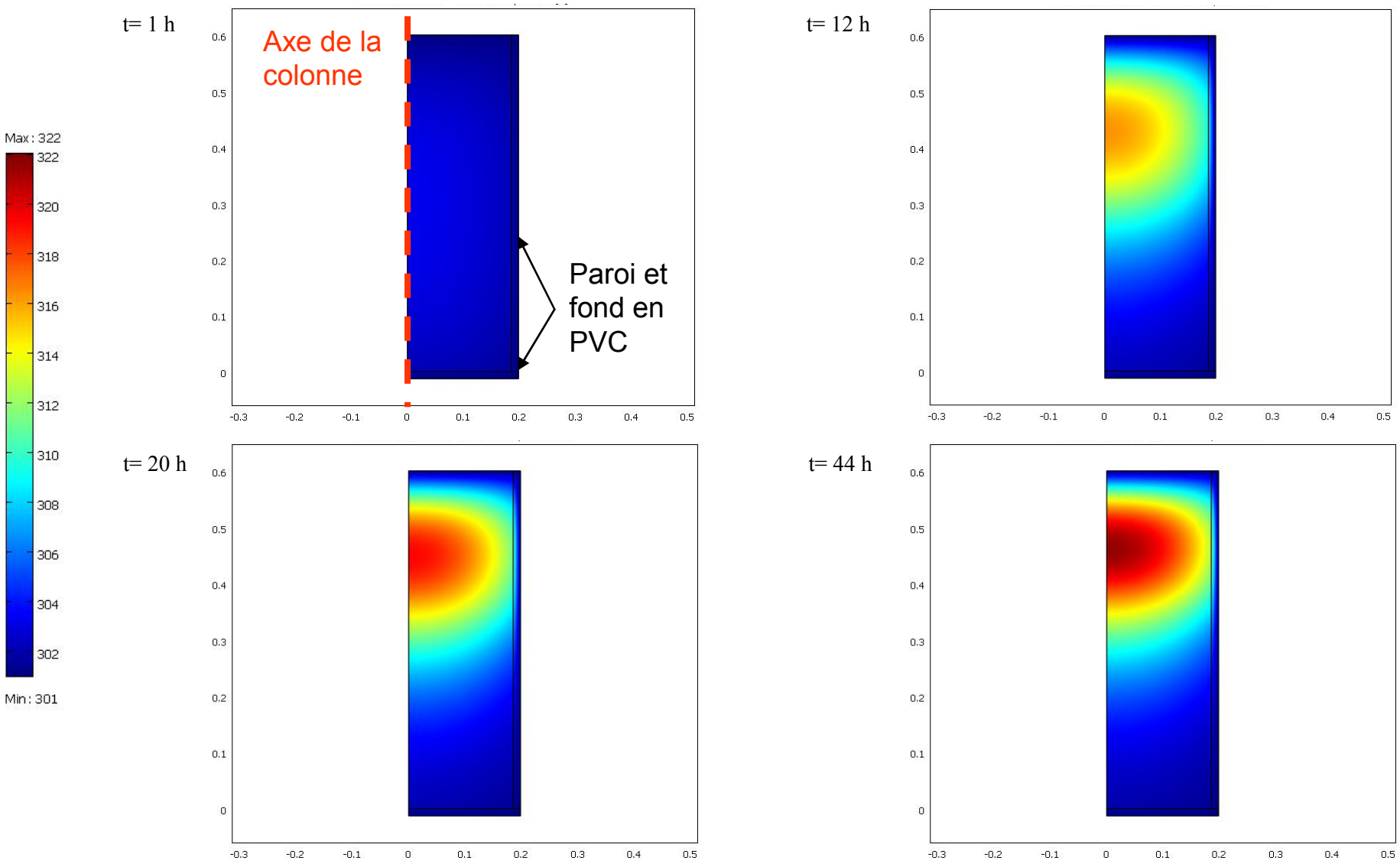


Figure 60 : Evolution de la température dans le pilote au cours du temps

La Figure 59 met en évidence qu'au cours du temps la zone de diffusion de l'oxygène dans le milieu évolue. En effet, au début de l'essai (temps < 36 heures) la consommation d'oxygène est limitée par une condition de température trop faible dans le milieu ; l'épaisseur de la couche diffusive est alors d'environ 25 cm. Ensuite, la température dans cette même zone diffusive augmente grâce à l'auto échauffement engendré par l'activité biologique (Figure 60). Cette augmentation locale de la température provoque elle-même une accélération de l'activité des microorganismes. Ceci engendre une diminution de l'épaisseur de la couche diffusive au cours du temps jusqu'à atteindre une situation d'équilibre (à partir de t= 36 heures). Après 36 heures, l'épaisseur de la couche diffusive est de 10 cm.

D'autre part, les résultats présentés sur la Figure 61 permettent de mettre en évidence l'impact du taux de biodégradation sur le profil de concentration en O_2 dans le pilote. Ainsi, lorsque le taux de consommation d'oxygène est diminué d'un ordre de grandeur (pour une même constante de retard $\phi = 4{,}68.\ 10^4$ s), l'épaisseur de la couche diffusive passe de 20 cm à 60 cm. Or les résultats d'identification ont montré que le taux de consommation d'oxygène du milieu est directement lié à la composition du matériau. Par conséquent, une connaissance précise de la composition du matériau semble nécessaire si l'on veut prédire l'épaisseur de la couche de diffusion de l'oxygène dans le milieu.

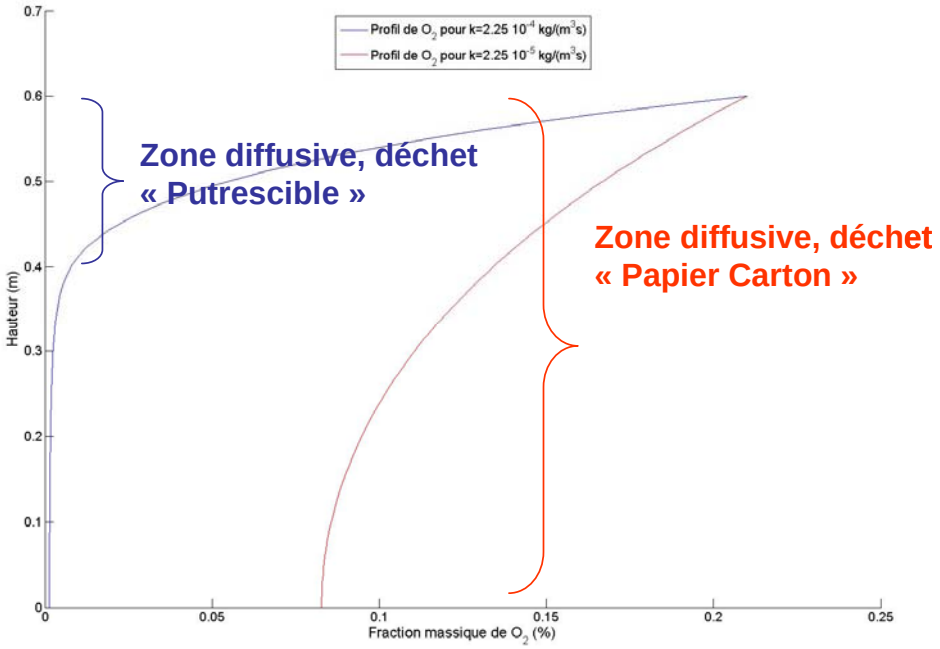


Figure 61 : Comparaison des profils de concentration en O_2 après 72 heures pour des taux de biodégradation de 2,25. 10^{-4} kg.m^{-3}.s^{-1} et de 2,25. 10^{-5} kg.m^{-3}.s^{-1}

Globalement, la modélisation permet de reproduire fidèlement les phénomènes observés. Ces résultats de simulation mettent en évidence l'importance de la hauteur de couche mise en place lors du remplissage sur les processus de biodégradation aérobie de la matière organique présente dans les déchets. En effet, la couche de diffusion de l'oxygène étant limitée, l'épaisseur des couches mises en place ne doit pas excéder cette couche diffusive, afin d'assurer une diffusion homogène de l'oxygène pour toute l'épaisseur de déchets
Dans une optique d'optimisation de l'épaisseur des couches à mettre en place sur un casier d'ISDND, il convient de bien connaître la composition du gisement. En effet, les résultats de modélisation mettent en évidence l'impact important de la composition de la matrice solide (en termes de capacité à se biodégrader) sur l'épaisseur de la couche de diffusion de

l'oxygène dans le milieu. En effet, la couche de diffusion de l'oxygène résulte de la compétition entre les mécanismes de consommation d'oxygène et de diffusion de celui-ci dans le milieu. Et puisque les deux déchets testés ont les mêmes propriétés de porosité et de tortuosité (granulométrie et structure similaires), les différences observées lors de l'établissement de la couche de diffusion de l'oxygène dans les deux déchets sont principalement liées aux différences de capacité de ces matériaux à consommer l'oxygène. Ces résultats obtenus pour les deux déchets types (rapidement et modérément biodégradables) peuvent, dans une première approche, servir de base pour la simulation d'un mélange de déchet de composition connue.

VII.3.3.2 Résultats dans les mini-casiers

Résultats expérimentaux

Avant d'analyser les résultats, qui intègrent des mesures réalisées à l'aide de deux analyseurs de gaz différents (GA et µGC), il est nécessaire de s'assurer que les mesures sont similaires.
La quatrième mesure du casier C1 a été réalisée à deux reprises au µGC et une fois au GA. Les profils de concentration en O_2 et en CO_2 sont présentés sur la Figure 62. Ils indiquent une bonne reproductibilité de la mesure (écart-type de 2 % au maximum sur l'O_2 par exemple), quel que soit le type d'analyseur utilisé. Les profils de concentrations obtenus par les deux analyseurs pourront donc être comparés les uns aux autres.

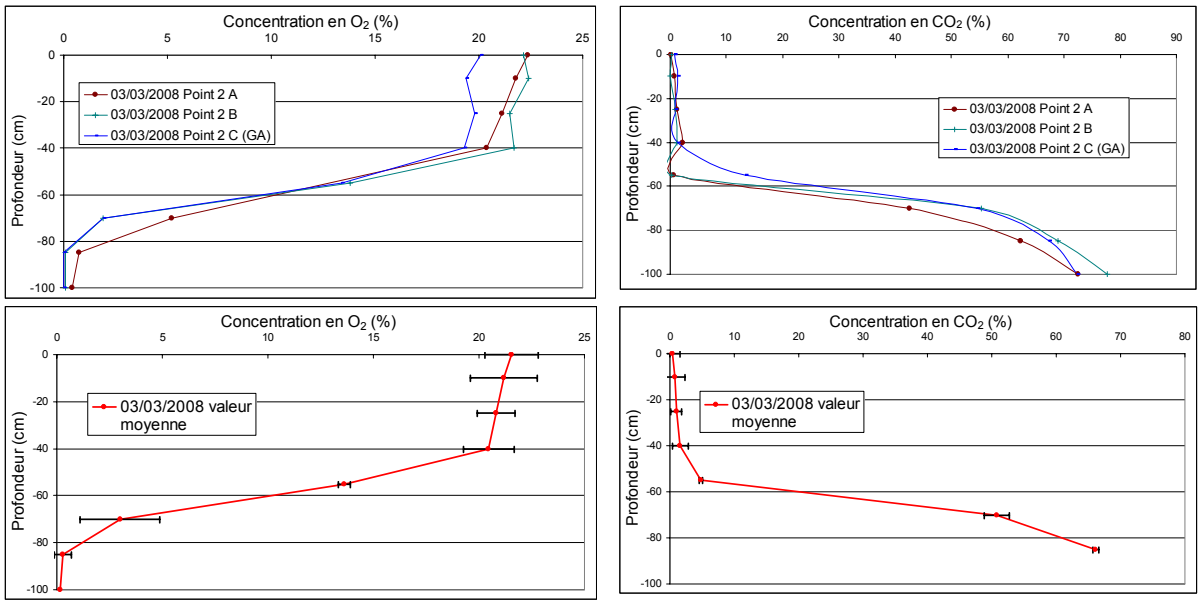


Figure 62 : Reproductibilité de la mesure de consommation d'O_2 : concentrations en O_2 et en CO_2 en un même point pour deux mesures au µGC et une mesure au GA (casier C1, mesure N°4).

Les courbes de concentration en O_2 et de température en fonction de la profondeur pour les différents casiers sont présentées en Annexe 7. Elles mettent en évidence une grande hétérogénéité de comportement au sein d'un même casier, et d'une même couche pour les casiers non broyés ; cette variabilité est moindre pour les casiers broyés. La Figure 63 présente, à titre d'exemple, les profils de concentration en O_2 réalisés le 03/03/08 en deux points différents du casier C1 (non broyé) et ceux réalisés le 07/03/08 en trois points sur le casier C9 (broyé grossièrement).

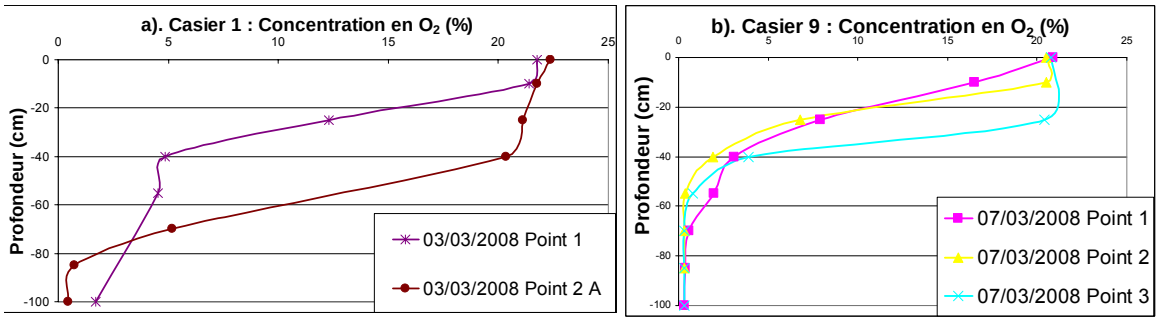


Figure 63 : Profils de concentrations en O_2 pour différents points d'une même couche, casiers a). C1, Non broyé et b). C9, Broyé grossièrement

L'hypothèse d'une variation de pression atmosphérique journalière qui influerait sur la pénétration de l'O_2 atmosphérique et donc sur le résultat de la mesure ne parait pas valide, puisque l'amplitude de variation de P_{atm} dans la journée du 03/03/08 est inférieure à celle du 07/03/08 (0,5 et 3,5 Pa respectivement). La variabilité de comportement semble donc liée à la grande hétérogénéité du déchet au sein d'une couche (hétérogénéité des propriétés locales des déchets telles que la composition, la porosité, la conductivité thermique…), phénomène amoindri pour le déchet broyé. Il n'est donc pas possible de définir des profils de concentration types selon les casiers.

Des tendances sont néanmoins communes aux différentes courbes :

- Les concentrations en CH_4 ne sont pas significatives : elles restent inférieures à 0,5 % pour l'ensemble des mesures, excepté celles réalisées sur la dernière couche où elles ne dépassent cependant pas 10 %. Ceci est dû au fait que les mesures sont réalisées en surface du casier moins de 3 jours après la mise en place des couches de déchet ; pour la dernière couche, la proportion de CH_4 en surface est probablement plus influencée par la production de biogaz en profondeur.
- Pour la plupart des mesures (excepté pour le casier C1), l'O_2 ne semble pas pénétrer en dessous de 40 cm (concentration inférieure à 1 %). Cette valeur est beaucoup plus faible que celle (1 m) observée par Aguilar-Juarez (2000) et à partir de laquelle était basé le dimensionnement initial des épaisseurs de couches. Elle est conforme avec les résultats précédents (paragraphe VII.3.1) qui indiquent que la dégradation aérobie semble limitée par l'ajout d'une couche supplémentaire de déchet : l'ajout d'une couche de 25 cm est non négligeable puisqu'alors la moitié de la couche inférieure n'a plus accès à l'O_2.
- Le point situé à 55 cm de profondeur est néanmoins remarquable pour la plupart des casiers à épaisseur simple : une augmentation locale de la concentration en O_2 y est observée (Figure 64). Des profils d'O_2 similaires peuvent être observés sur les résultats des casiers expérimentaux de Montech (Lanini, 1997), pour lesquels la concentration en O_2 diminue jusqu'à 1,5 m de profondeur, puis augmente à la profondeur 2 m pour rediminuer par la suite. Ceci pourrait être expliqué par la structure stratifiée du massif de déchets, due à la mise en place par couches successives : lors de la mise en place des couches, de l'air atmosphérique pourrait être piégé entre les deux couches. Dans notre cas, les couches des mini-casiers d'épaisseur simple mesurant en moyenne entre 23 et 28 cm, cette profondeur de 55 cm pourrait correspondre à un multiple de deux couches. Ceci impliquerait également que les concentrations à 25 cm soient plus fortes que celles qui auraient été observées sans stratification. Toutefois, il n'est pour le moment pas possible d'expliquer pourquoi cet oxygène n'a pas été consommé par les microorganismes (mesure réalisée en général

trois jours après la mise en place de la couche supérieure). Pour vérifier ou infirmer cette hypothèse, il aurait été intéressant de réaliser des mesures sur du plus long terme.

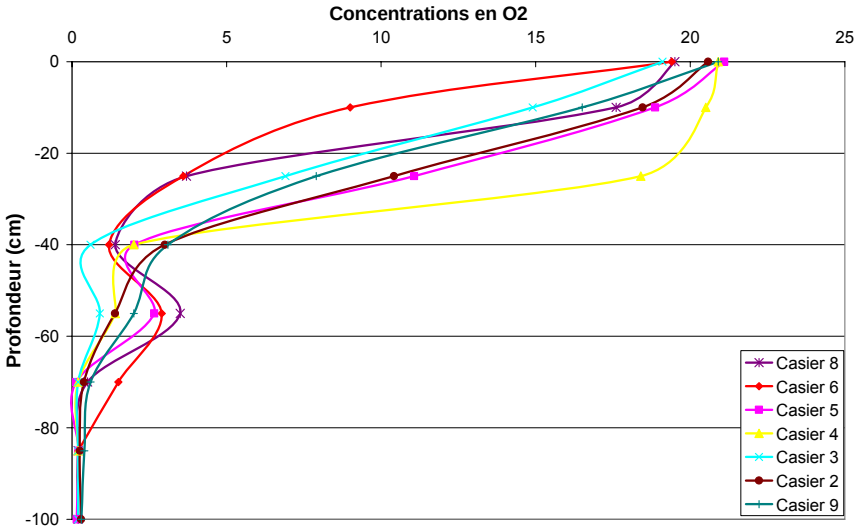


Figure 64 : Profils de concentrations en O_2 : augmentation locale à 55 cm pour les casiers à simple épaisseur

- La variation majeure des profils de concentrations en O_2 est remarquable en surface. Trois courbes types peuvent être décrites, en fonction des concentrations en O_2 des points de mesure situés dans les 25 premiers centimètres (Figure 65) :
    - un profil de diffusion rapide (type C4) : la concentration en O_2 est à concentration atmosphérique jusqu'à 25 cm, ce qui signifie que la consommation d'O_2 est faible devant le terme de diffusion ;
    - un profil de diffusion lente (type C6) : la concentration en O_2 diminue fortement dès le premier point de mesure, situé à 10 cm de profondeur ;
    - et un profil de diffusion moyenne (type C8), situé entre les deux précédents.

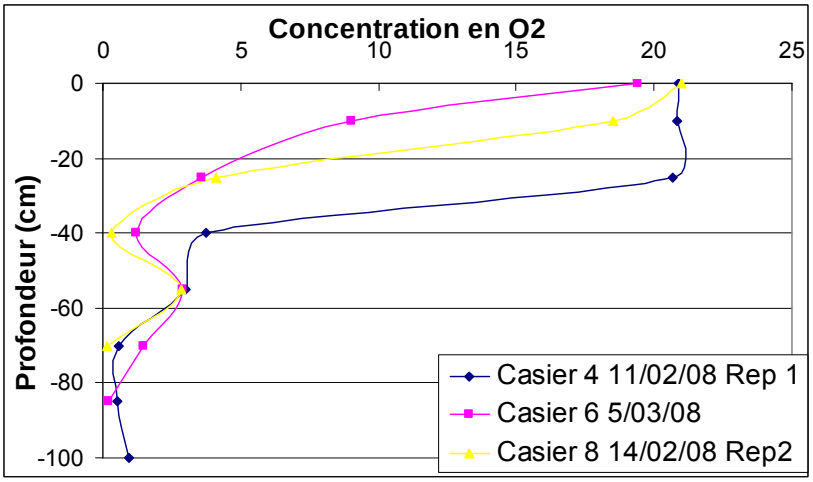


Figure 65 : Trois types de profils de concentration en O_2 : exemples de profils mesurés

Identification de paramètres

Pour les trois profils types précédemment décrits, les paramètres de diffusivité au sein du déchet sont identifiés, à partir du principe de modélisation présenté dans le paragraphe VI.5.3.3. Cette analyse permet en particulier de discuter, pour un même type de compaction et

une même épaisseur de couche, des effets du broyage sur la diffusivité de l'air au sein des couches de déchets. En effet, les casiers C4, C6 et C8 sont tous les trois compactés selon 4 passes, et remplis selon des couches de 0,5 m d'épaisseur non compactée, seule la granulométrie change : le déchet de C4 est non broyé, celui de C6 broyé finement et celui de C8 broyé grossièrement.

Avant de lancer la simulation à partir des résultats expérimentaux, il convient de s'assurer de leur fiabilité. Le point à 55 cm de profondeur soulève notamment des questions, et l'hypothèse d'une discontinuité due à la mise en place par couches successives doit être vérifiée. Pour cela, une simulation est réalisée en considérant en conditions initiales une composition gazeuse à cette profondeur égale à la composition atmosphérique, et un taux de consommation nul (cas le plus défavorable) au sein de cette couche. Après 3 jours de simulation, la concentration en O_2 à cette profondeur est nulle, et la discontinuité n'apparaît plus. Ceci s'explique par la diffusion de l'O_2 initialement présent dans la couche vers les couches voisines. Ainsi, l'hypothèse ne peut être retenue, et il faut plutôt s'orienter vers une erreur expérimentale (défaillances ponctuelles de ce point de mesure particulier). La variation de concentration en oxygène pour les profondeurs de 55 cm n'est donc pas prise en compte : ce point est supprimé pour l'identification. Concernant les autres points de mesure, trois points sont disponibles au sein de la première couche de déchet (profondeurs 0, 10 et 25 cm), mais seulement un point par couche pour les couches inférieures, ce qui rend impossible une identification de coefficients de diffusivité effective pour chacune des couches inférieures. Seul un coefficient pour la couche supérieure et un global pour les couches inférieures sont donc déterminés. La précision sur le second est donc moins importante, du fait de la nécessité d'intégrer le comportement de plusieurs strates de déchet dont les propriétés peuvent varier.

A partir des résultats en colonne, un taux de consommation k_{MC} est calculé, selon l'hypothèse d'un ratio OM/DIB de 30/70, en prenant pour la composition de l'OM celle du MODECOM™ (i.e. la composition du déchet reconstitué pour l'essai « Putrescible » en colonne) et pour la composition du DIB celle du déchet reconstitué type « Papier carton » : k_{MC} est fixé à 7.10^{-5} kg $O_2.m^{-3}.s^{-1}$. Il s'agit d'une hypothèse forte, puisque la simulation des profils de concentration en O_2 en colonne a montré une grande importance de la composition du déchet sur les profils de concentration en O_2 (Figure 61). Les valeurs de diffusivité effective $D^{eff}_{G_O2}$ calculées ne doivent donc pas être interprétées comme des valeurs vraies, mais leur comparaison relative (d'une couche à l'autre ou d'un casier à l'autre) peut permettre d'expliquer certains phénomènes.

Le Tableau 36 présente les résultats d'identification du paramètre $D^{eff}_{G_O2}$ pour les casiers C4, C6 et C8.

Tableau 36 : Valeurs du paramètre $D^{eff}_{G_O2}$ pour les casiers C6, C4 et C8

Casier	Granulométrie du déchet	$D^{eff}_{G_O2}$ couche supérieure	$D^{eff}_{G_O2}$ couches inférieures	Valeur de la fonction objectif
C4	Non Broyé	D_{G_O2} / 0,0291	D_{GO2} / 17	2,6. 10^{-3} %
C6	Broyé finement	D_{G_O2} / 6,7	D_{GO2} / 6,7	1,3.10^{-3} %
C8	Broyé grossièrement	D_{G_O2} / 0,9	D_{GO2} / 40	1,7.10^{-3} %

Avec ces valeurs de diffusivité effective, le comportement du modèle peut être comparé avec les valeurs de concentration mesurées (Figure 66, Figure 67 et Figure 68 pour les casiers C6, C4 et C8 respectivement).

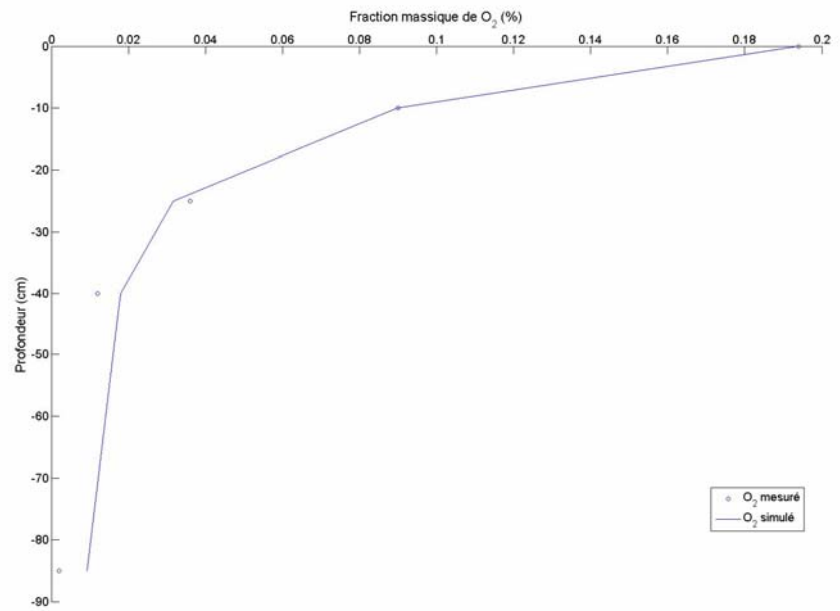


Figure 66 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C6

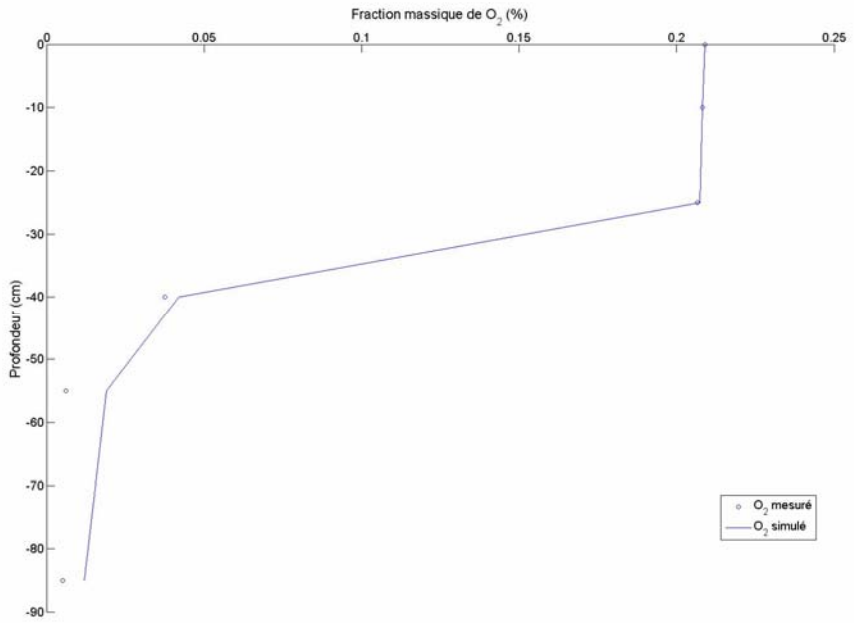


Figure 67 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C4

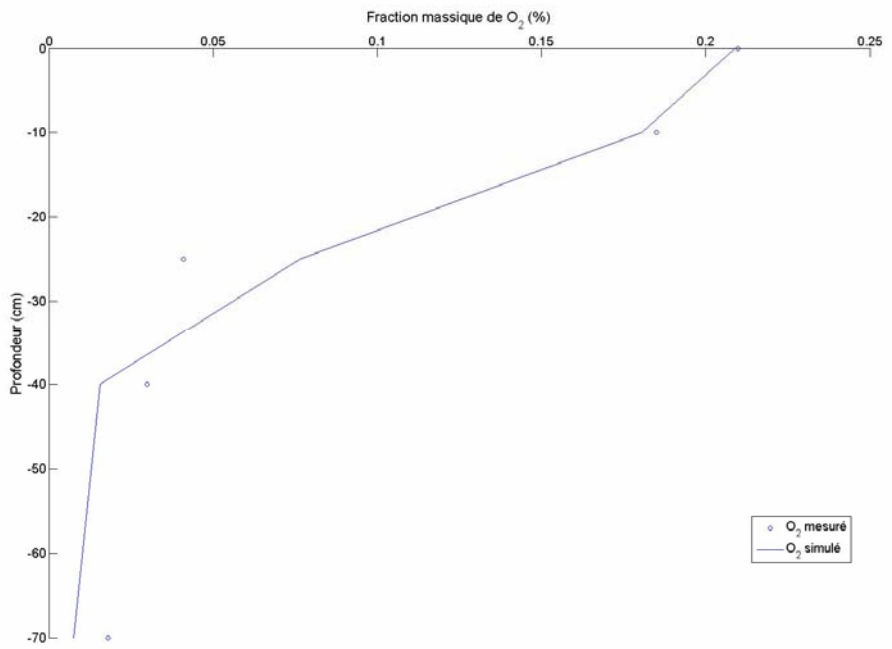


Figure 68 : Comparaison des fractions massiques d'O_2 simulées et mesurées dans le casier C8

L'ensemble des couches du casier C6 semble se comporter de manière identique vis-à-vis de la diffusion de l'oxygène. En effet, une diffusivité effective identique pour toutes les couches permet de simuler de manière fiable les concentrations mesurées expérimentalement (Figure 66). Ceci implique que la compaction des couches supérieures n'a pas ou peu d'effet sur la structure du déchet des couches sous-jacentes. Le déchet broyé finement a donc dès sa mise en place des propriétés diffusives (porosité et tortuosité principalement) qui limitent le flux diffusif.

Ce n'est pas le cas pour les casiers C4 et C8, pour lesquels il est nécessaire d'introduire une différentiation entre la dernière couche et les couches inférieures : la différence est de trois et deux ordres de grandeur pour les casiers C4 (non broyé) et C8 (broyé grossièrement) respectivement. Les diffusivités effectives des casiers C4 et C8 sont effectivement plus élevées en surface et plus la granulométrie du déchet est réduite, plus le flux diffusif en surface est faible. Le casier C4 notamment (non broyé) possède une diffusivité effective en surface très élevée : la Figure 67 indique que pour ce casier, la concentration en oxygène est quasiment égale à celle de l'air ambiant pour les premiers 25 cm de déchets. Cette valeur de diffusivité effective semble cependant peu physique. En effet, le coefficient diviseur de la diffusivité binaire D_{GO2} est fonction de la porosité, de la tortuosité et de la saturation, telle que présenté dans Équation 36, explicitée au paragraphe VI.5.3.3.

Équation 36 $$D_{G_O2}^{eff} = \frac{\varepsilon(1-S)}{\tau} D_{GO2}$$

Ainsi, en considérant que les valeurs de porosité et de saturation fixées possèdent le bon ordre de grandeur, le coefficient obtenu pour le casier C4 en surface (1/0,0291) correspondrait à une tortuosité de l'ordre de 10^{-2}, alors que les valeurs courantes sont comprises entre 1 et 10. Ceci peut s'expliquer par le fait que la taille caractéristique des éléments (morceaux de palettes, plastiques, etc. provenant du DIB) qui composent le déchet non broyé peut être supérieure à la dizaine de centimètres. De telles tailles de pores et un taux de compaction peu élevé sur la couche supérieure peuvent favoriser un apport convectif de l'oxygène au sein de cette couche, qui n'est pas pris en compte dans la modélisation (fluctuations de vitesses non considérées). Le casier C8 (broyé grossièrement) présente un comportement intermédiaire

entre les casiers C6 et C4. En effet, la concentration en oxygène reste très élevée (environ 18 %) pour le point de mesure situé à 10 cm de profondeur, et chute ensuite rapidement (Figure 65).

Ainsi, pour la couche supérieure, les différences de comportement entre les différents casiers étudiés coïncident avec des différences de préparation du déchet mis en place : en effet, plus le déchet est broyé finement, moins la diffusivité de l'oxygène est grande à l'intérieur du déchet. Ceci peut s'expliquer par une tortuosité plus forte ou une porosité faible.

Pour les couches inférieures des casiers C4 et C8, la diffusivité de l'oxygène est moins importante que celle observée pour la couche supérieure. Ceci peut s'expliquer par une réorganisation de la matrice poreuse sous le poids des nouvelles couches mises en place. En revanche, il est compliqué de comparer les diffusivités obtenues pour les différents casiers. Les valeurs de diffusivités effectives obtenues par simulation ne sont pas ordonnées de manière logique par rapport à la granulométrie, et aucune conclusion ne peut être apportée. Pour les casiers C4 et C8, les valeurs obtenues sont particulièrement élevées. Un maillage plus serré des points expérimentaux en profondeur aurait été nécessaire (au minimum 3 points par couche de 25 cm), afin de pouvoir déterminer un coefficient de diffusivité effectif par couche et non un coefficient global.

Il convient également de garder à l'esprit que cette identification est réalisée avec des hypothèses fortes : taux de consommation d'oxygène pour le déchet considéré et porosité fixés et connus. Or ces paramètres ne sont que des estimations et auraient mérité d'être mesurés afin de valider la démarche d'identification. D'autre part, le nombre de points de mesure est relativement faible, et a donc une influence non négligeable sur le résultat obtenu. C'est pourquoi il serait nécessaire de reprendre ce type d'analyse en obtenant par exemple un suivi temporel de la mesure afin de multiplier les données et de fiabiliser l'étape d'identification de paramètre.

Conclusions sur la mesure de consommation et de diffusion d'O_2

Le suivi de la concentration gazeuse en surface de casier à l'aide de la sonde instrumentée a permis d'évaluer la profondeur de pénétration de l'oxygène. Une épaisseur de couche diffusive de l'ordre de 40 à 50 cm a été mesurée sur l'ensemble des mini-casiers, sans toutefois pouvoir faire la distinction entre les différentes modalités. Cette observation valide et affine les résultats précédemment obtenus à l'aide des mesures de biogaz aux réalisées aux trois profondeurs à l'aide des tubes de prélèvement de gaz : la majorité des mini-casiers se trouve en conditions anaérobies.
Cette profondeur de pénétration implique que l'ensemble de la couche est soumise à aération passive, que ce soit pour les couches d'épaisseur simple ou double. Ce constat confirme l'absence de différences majeures de température observée entre les casiers à simple et double épaisseur de couche. Ces deux modalités ne semblent donc pas sensiblement différentes par rapport à cet aspect ; des couches d'épaisseur plus importante (supérieure à 1 m) auraient pu amener des différences de comportement.

Le calcul de coefficients de diffusivité effectifs grâce à la modélisation des transferts réactifs a montré des discontinuités de propriétés entre les couches de déchets, dues au caractère séquentiel du remplissage. Ce phénomène est d'autant plus marqué que le déchet est hétérogène. Par ailleurs, l'impact du broyage sur la diffusion d'O_2 a pu être mis en évidence.

Plus le déchet est broyé finement, moins la diffusivité de l'oxygène est grande à l'intérieur du déchet.
Néanmoins, compte tenu du faible nombre de données et du grand nombre de paramètres à identifier (principalement la porosité, le taux de consommation d'O_2, et la tortuosité), les mesures de profils de concentration sur site ne permettent pas de quantifier de manière fiable les grandeurs influençant la diffusion et la consommation d'O_2. Seules des différences de comportement ont pu être mises en évidence par analyse comparative. Il conviendra donc de reproduire ce type de manipulation afin de valider et fiabiliser la démarche utilisée.

VIII Conclusions sur les essais de mise en place

VIII.1 Conclusions sur le dimensionnement des mini-casiers

D'un point de vue méthodologique, cette étude permet tout d'abord de conclure quant au dimensionnement de mini-casiers et de l'instrumentation associée pour évaluer différentes modalités de stockage du déchet à une échelle représentative.

L'établissement des réactions de biodégradation est très rapide, que ce soit au niveau de l'aérobiose, mise en évidence par une rapide montée en température ou au niveau de la réaction anaérobie, mise en évidence par la présence de CH_4 dès 10 jours après dépôt de la première couche de déchets. Ceci est d'autant plus remarquable que les conditions de température extérieure (entre -3 °C et 15 °C pendant la phase de remplissage) ne sont pas favorables à une croissance des microorganismes. Les températures sont stabilisées autour de 30 à 45 °C, ce qui confère aux casiers des conditions propices au développement des microorganismes mésophiles. Ce résultat est remarquable par rapport à plusieurs études (Knox et al., 1999 ; Leckie et Pacey, 1979 ; Ham et Bookter, 1982) pour lesquelles les mini-casiers expérimentaux se trouvent fortement influencés par la température extérieure et en conditions de température plus faible.

Par la suite, les températures mesurées restent constantes (sur la période de suivi de 140 jours), mis à part en surface où elles diminuent faiblement du fait des pertes thermiques avec l'extérieur. La mise en place de la couverture (3 m de terre) devrait permettre de limiter ces échanges et de renforcer l'inertie thermique des mini-casiers.

Par ailleurs, le suivi des concentrations gazeuses à différentes profondeurs indique que les mini-casiers se trouvent en conditions anaérobies sur la majorité de leur profondeur. L'oxygène ne pénètre en effet que dans la couche superficielle de 40 cm (ce qui représente moins de 10 % du volume total) contrairement à d'autres casiers expérimentaux (Nillson et al., 1995 ; Aguilar-Juarez, 2000) dont le système de dégazage mis en place augmente la profondeur de pénétration de l'O_2.

Ces observations valident le dimensionnement des mini-casiers pour le suivi de la biodégradation sur le court terme, puisqu'elles indiquent que les phénomènes se produisant au sein du massif ne sont pas influencés par la température extérieure et/ou les entrées d'air : ils sont donc, en termes de conditions de biodégradation, représentatifs de casiers de stockage réels, dont la hauteur est généralement plus importante.

VIII.2 Variabilité des essais

Comme pressenti à partir de la revue bibliographique (Burton et Watson-Craik, 1999, notamment), la complexité du matériau déchet et des processus de biodégradation en jeu entraine une certaine variabilité des résultats obtenus, que ce soit en termes de comportement mécanique ou d'indicateurs des réactions biologiques. En effet, la comparaison des casiers témoins C2 et C3, remplis selon les mêmes modalités (même type de déchet et même mode de mise en place) et dans la mesure du possible simultanément (Annexe 1 : historique de remplissage), met en évidence des variations entre :

- les masses volumiques humides en place : la variation entre les valeurs des deux casiers témoins est faible (inférieure à 2 %), cependant elle est du même ordre de grandeur que les variations observées entre certains autres casiers ;
- les températures au sein du massif de déchets : les températures sont en moyenne de 3 °C plus faibles au sein de C3 par rapport à C2 ;
- les cinétiques de production de méthane : de même, les concentrations en CH_4 sont plus faibles au sein de C3 que de C2 (16 % et 19 % respectivement à 140 jours), ce qui peut être lié à la température plus faible.

Ces variations sont, pour la plupart, dans l'ordre de grandeur des variations observées entre les différents casiers. Ceci implique de limiter les conclusions aux variations supérieures à celles observées entre C2 et C3.

VIII.3 Conclusions sur les modalités sélectionnées

Globalement, la complexité des phénomènes en jeu, la variabilité observée entre les deux casiers témoins et la courte période de suivi rendent difficile la définition d'un processus de remplissage optimisé. Des tendances semblent néanmoins se détacher, qui mettent en évidence l'impact relatif de certaines modalités de placement.

Modalité fréquence de remplissage

La fréquence de remplissage du casier, paramètre non étudié au cours de cet essai, semble avoir un impact déterminant sur les réactions de biodégradation au sein d'un casier de stockage. Ceci est mis en évidence à travers les courbes d'évolution de la température au sein des différentes couches. La non maîtrise de ce paramètre entraine des biais expérimentaux et rend difficile les conclusions concernant l'impact des facteurs épaisseur de couche et compaction, qui impactent la diffusion de l'oxygène.

Lanini (1998) prenait effectivement ce paramètre en compte dans la définition d'un protocole de remplissage optimal pour la montée en température du déchet, mais cela ne semble pas applicable à l'échelle d'un casier d'ISDND. Déjà à l'échelle des mini-casiers, il n'a pas été possible de respecter une fréquence constante pour toutes les couches. La fréquence de recouvrement des couches successives est en effet dictée par les arrivages de déchets, qui en pratique fluctuent quotidiennement, et par les contraintes opérationnelles (temps de travail des opérateurs d'engins qui doit être optimisé).

Modalité épaisseur de couche

La profondeur de diffusion de l'oxygène étant de l'ordre de 40 à 50 cm (résultat obtenu grâce aux mesures des profils de concentration surfacique), la totalité des couches peut être soumise à la biodégradation aérobie, que ce soit pour les couches d'épaisseur simple ou double. Les températures ne sont donc pas sensiblement différentes pour les deux types de mini-casiers.

Les fortes températures obtenues (de l'ordre de 30 à 45 °C) par rapport à la température ambiante au cours du remplissage (variant entre - 3 et 15 °C), indiquent que la mise en place de couches fines (inférieures à 50 cm), aérées suffisamment longtemps (entre 3 à 4 jours d'exposition à l'air), peut permettre d'obtenir des conditions de températures propices au développement de microorganismes anaérobies mésophiles, et par conséquent pourrait être une solution pour la mise en place de conditions de dégradation optimisées en climat froid. En effet, Zhao et al. (2008) observent, avec des couches de 2 m d'épaisseur, des températures plus faibles en hiver au sein des casiers (5 °C au maximum).

Le caractère séquentiel du remplissage introduit cependant entre deux couches des discontinuités de propriétés liées à la structure poreuse des déchets (Aguilar-Juarez, 2000). Ce phénomène a notamment été observé à l'aide des mesures de profils de concentration gazeuses surfaciques : les propriétés diffusives de la matrice déchet varient d'une couche de déchets à l'autre. Ainsi, la mise en place de couches fines peut contribuer à la stratification et au renforcement de l'hétérogénéité du massif de déchets.

Modalité compactage

D'après les résultats en termes de température, la modalité compactage ne semble pas avoir d'impact significatif sur la phase de dégradation aérobie. Les masses volumiques humides à la mise en place ne sont également pas sensiblement différentes entre les deux modalités de compaction.

L'analyse statistique des données de composition gazeuse indique cependant une augmentation des concentrations en méthane pour la modalité plus compactée (8 passes) ce qui signifierait que la compaction favoriserait le démarrage de la méthanogenèse. Ceci ne peut être expliqué ni par une densification du déchet (les résultats concernant la masse volumique n'indiquent aucun impact significatif de cette modalité, paragraphe V.3.2) ni par une réduction de la granulométrie par l'effet du compacteur (résultats de l'étude granulométrique, paragraphe V.3.3). Seule la trituration du matériau déchet par un passage répété du compacteur pourrait causer une meilleure homogénéisation du déchet (mélange notamment entre le DIB et l'OM), qui pourrait permettre un ensemencement des éléments non souillés ou secs par des catégories de déchets plus facilement biodégradables, telles les putrescibles.

Modalité broyage

La modalité broyage quant à elle semble influer sur les différents paramètres.

Tout d'abord, la réduction de la granulométrie du déchet entraine une augmentation de la masse volumique humide en place. Bien que cet impact soit limité (augmentation de 5 % de ρ_{MH} pour le déchet broyé), il peut contribuer à la modification des propriétés diffusives du déchet (porosité, tortuosité).

Concernant la biodégradation du déchet, les différentes mesures réalisées concordent pour indiquer que le broyage favorise à la fois les réactions aérobie et anaérobies :

- Les températures plus fortes atteintes pour les casiers broyés mettent en évidence une activité aérobie accentuée. La réduction de granulométrie semble donc conférer une meilleure accessibilité de la matière organique par les microorganismes, et faciliter ainsi leur hydrolyse. La diminution du coefficient de diffusivité effectif en surface par rapport aux déchets pas ou peu broyés ne semble pas contraindre la réaction aérobie. Ceci doit être dû à la faible épaisseur des couches. Pour des couches plus épaisses (supérieures à 1 m), l'augmentation de masse volumique pourrait limiter la profondeur

de pénétration de l'O_2 et par conséquent augmenter la partie de déchets non prétraités en aérobiose.

- Les concentrations en CH_4 plus élevées à 140 jours indiquent également un démarrage plus rapide de la méthanogenèse. Ceci peut être une conséquence de la température plus élevée, et/ou être dû à une augmentation de l'activité biologique par préparation mécanique du déchet (homogénéisation, réduction de la granulométrie).

Les deux modalités de broyage -fin et grossier- ne sont pas significativement différentes, pour ces différents aspects. Le broyage grossier, dont les débits sont plus importants et les coûts de fonctionnement plus faibles, sera donc préféré.

PARTIE C
OPTIMISATION
DE LA RECIRCULATION

Partie C : Optimisation de la recirculation : Application en site réel

I Synthèse des systèmes d'injection existants

Comme vu à l'issue de la partie A, différents procédés peuvent être mis en place pour accélérer la biodégradation de déchets au sein d'une ISDND. Le facteur limitant étant toutefois la teneur en eau, l'injection de liquide semble être un procédé incontournable pour un bioréacteur. Pour une biodégradation optimisée, le déchet doit être à une teneur en eau optimale (en général fixée à une estimation de la valeur de capacité au champ du déchet), soumis à recirculation de liquide, et préférentiellement de lixiviat (rôle d'ensemencement). Une circulation accrue de liquide peut également être envisagée afin de lixivier certains polluants ; dans ce cas, les quantités à injecter sont plus élevées.

L'application à l'échelle du site est cependant difficile à mettre en œuvre, du fait des dimensions en jeu et de la grande complexité et hétérogénéité de la structure poreuse du matériau déchet. Le dimensionnement des systèmes d'injection doit pouvoir répondre aux objectifs d'humidification :

- augmentation rapide de la teneur en eau du déchet, jusqu'à la teneur en eau optimale ;
- répartition homogène des quantités de liquide injectées, pour éviter la création de zones de déchet plus sèches et dont la dégradation serait plus lente ou stoppée ;
- circulation de liquide au sein du massif sur toute la durée de vie du bioréacteur ;
- robustesse sur le long terme (résistance aux tassements et au colmatage notamment).

Les paramètres importants concernant le dimensionnement d'un système d'injection sont les taux de recirculation réalisables, les pressions d'injection associées, l'espacement des systèmes d'injection, la conductivité hydraulique du déchet et la performance sur le long terme des systèmes d'injection (Jain et al., 2005). Suivant les auteurs et en fonction des types de systèmes d'injection, plusieurs définitions de ces paramètres sont utilisées.

L'espacement d'un système d'injection est dimensionné à partir de sa zone d'influence. Pour la caractériser, la notion de rayon d'action* sera utilisée ici, définie comme la distance maximale, par rapport à l'axe central du système d'injection, atteinte par le bulbe d'injection (Figure 69).

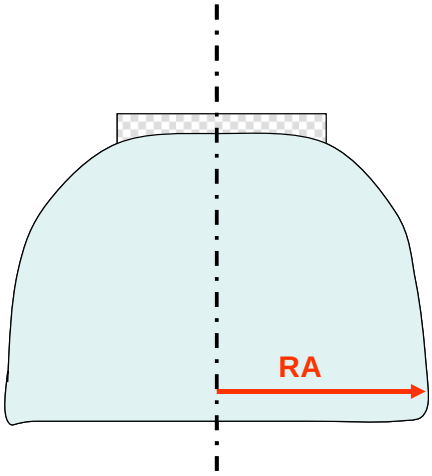


Figure 69 : Schématisation du rayon d'action RA, pour un système d'injection type

Concernant les taux d'injection appliqués sur site, il est nécessaire de faire la distinction entre quatre types :

- le taux d'injection global, moyenné sur l'ensemble du casier et sur une période de temps : il correspond au volume de lixiviat apporté en moyenne par unité de volume ou de masse de déchets et par unité de temps (m^3 lixiviat.t_{MH}^{-1}.an^{-1} ou m^3 lixiviat.m^{-3} de déchet.$jour^{-1}$, par exemple). Ce taux est utilisé pour quantifier l'apport de liquide aux déchets ;
- le taux d'injection local, calculé sur la zone d'influence de l'injection. Pour un système optimisé, le taux d'injection global est égal au taux local ;
- le taux d'injection surfacique : afin de prendre en compte les phénomènes de lixiviation lors de la circulation de liquide à travers le déchet, certains auteurs utilisent également un taux ramené à une unité de surface (m^3 lixiviat.ha^{-1}.an^{-1}) ;
- le taux d'injection fonctionnel, propre au système de recirculation : il est lié à une mesure physique au niveau du système en fonctionnement, et permet de déterminer les volumes de lixiviat recevables par le système et de régler les paramètres d'injection. Ce taux dépend du type de système installé et s'exprime selon différentes unités. Pour un bassin d'infiltration, les taux d'application sont normalisés en volume de lixiviat par unité de surface et de temps ($l.m^{-2}.jour^{-1}$). Pour un système de drains horizontaux, on utilise, de préférence à la surface d'injection, la longueur de drain et les taux d'application s'expriment en l/m/jour. La même approche est retenue pour des puits verticaux, où la longueur de puits perforée est prise comme référence.

Deux grands types de systèmes d'injection ont été mis en place sur des bioréacteurs : les systèmes de surface et les systèmes de subsurface ou systèmes enterrés.

I.1 Humidification directe du déchet et systèmes d'injection de surface

I.1.1 Pré-humidification du déchet

Une première technique envisagée est l'humidification du déchet avant enfouissement. Cet apport d'humidité présente l'avantage d'être homogène.
Ce procédé peut présenter cependant des difficultés liées à la manutention du déchet humidifié (augmentation du poids du matériau à transporter, pertes de lixiviats chargés lors de la manutention, nuisances olfactives) et est laborieux à mettre en place à grande échelle.
Par ailleurs, la quantité de liquide apportée avant enfouissement doit être soigneusement calculée, et prendre en compte notamment l'évolution de la capacité au champ lors du stockage, et la dégradation du déchet, afin de limiter le relargage de grandes quantités de lixiviats.

I.1.2 Application directe pendant la mise en place dans le casier

Une seconde technique consiste à ajouter du liquide directement pendant l'enfouissement, en surface du casier, et au fur et à mesure de l'avancement. Par rapport à la technique précédente, celle-ci présente l'avantage de confiner les lixiviats au sein du casier. Elle ne peut cependant pas être utilisée après fermeture du casier, et ne peut donc pas répondre à l'exigence de circulation de liquide au sein du massif. L'objectif principal recherché lors d'essais d'aspersion réalisés par le passé était bien souvent la diminution des volumes de lixiviats par évaporation (Reinhart et Townsend, 1998).

L'application peut être réalisée par camions citernes, ou par aspersion. Cette technique est simple et peu coûteuse, puisque les systèmes d'irrigation restent accessibles et peuvent donc être à la fois entretenus et déplacés pour réutilisation. Par ailleurs, toute la surface de déchet pouvant être humidifiée couche par couche, une répartition homogène et rapide de la teneur en eau peut être obtenue.
Cependant, les lixiviats peuvent être dispersés par le vent lors de l'aspersion et causer des nuisances d'ordre sanitaire. Nombreux cas de nuisances olfactives ont de plus été relevés (Reinhart et Townsend, 1998). Bien que certains auteurs proposent de réduire ces nuisances olfactives par pré aération des lixiviats avant aspersion (Miller et Emge, 1997), en limitant la charge des lixiviats appliqués à une DCO inférieure à 1000 $mg.l^{-1}$ (Doedens et Cord-Landwehr, 1989) ou en captant le biogaz à l'avancement, plusieurs législations ont interdit cette technique d'application de surface.
Par ailleurs, on peut se demander l'intérêt d'une humidification si précoce du déchet, puisque l'humidité ne semble pas être un facteur limitant de la phase aérobie. Au contraire, une humidification trop importante risque de saturer les pores du déchet et donc de limiter la diffusion de l'oxygène dans les couches superficielles du casier (Aguilar-Juarez, 2000).

I.1.3 Bassins d'infiltration de surface

Les bassins d'infiltration de surface sont construits par excavation de déchets à la surface des casiers, et permettent une infiltration de lixiviat à travers le massif de déchets, accélérée par la charge de lixiviat correspondant à la profondeur du bassin.

Après avoir constaté des taux d'infiltration faibles pour des systèmes d'injection de surface, Miller et al. (1996) ont mis en place des bassins d'infiltration profonds de 1,2 m sur le site d'Alachua County (USA), considérant que la charge appliquée par une colonne d'eau de 1 m augmenterait ces taux d'infiltration. Des taux d'infiltration de 80 mm par jour ont été observés initialement, mais avec une tendance à chuter après plusieurs injections. L'effet de chemins préférentiels est également suspecté pour expliquer des différences de comportement entre différents bassins.
Ayant observé que des déchets flottaient en surface des bassins lorsque le lixiviat était directement en contact avec le déchet, Miller et al. (1996) ont placé une couche de gravier en fond et sur les flancs du bassin. Cet ajout s'étant révélé inefficace, il a été tenté sans plus de succès de remplacer le gravier par du sable.
Les auteurs ont par ailleurs mis en évidence une zone d'influence limitée de ces bassins d'infiltration. En effet, des prises d'échantillons par forage ont révélé des teneurs en eau de 46 $\%_{MH}$ pour du déchet directement sous-jacent au bassin, contre 29 $\%_{MH}$ seulement pour du déchet provenant de zones adjacentes au bassin.
Pour palier à cette influence réduite également observée, Warith (2002) propose de décaler le positionnement des bassins, à l'avancement de l'enfouissement.

Des problèmes d'odeurs ont également été relevés sur plusieurs sites (Reinhart et Townsend, 1998). Par ailleurs, aucune recirculation n'est possible par ce type de procédé après recouvrement ultérieur par du déchet ou une couverture.

Globalement, ces techniques d'application de surface ont surtout été utilisées initialement dans le but de diminuer les quantités de lixiviat par évaporation.
Bien que peu coûteuses et faciles à mettre en place, ces techniques ne sont fonctionnelles que lors du remplissage du casier, et ne permettent pas une recirculation de lixiviats sur le

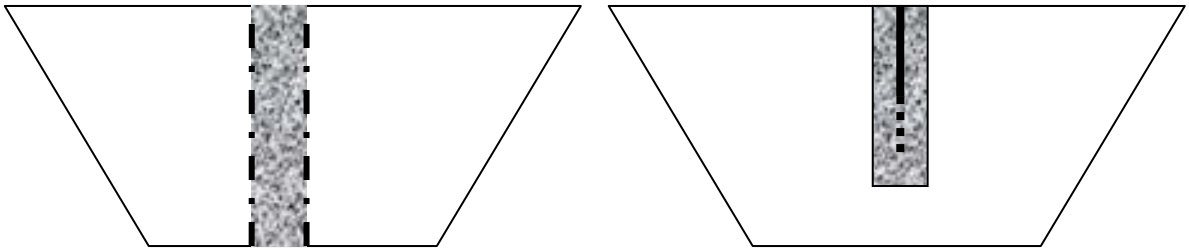
long terme, alors qu'à humidités égales, la recirculation permet d'augmenter les cinétiques de biodégradation, comme vu dans la partie A.
Les problèmes liés aux applications de surface sont les nuisances olfactives et visuelles, et les risques de ruissellement de lixiviats. Par ailleurs, cette humidification précoce peut causer une production de biogaz en surface, à une période où le casier n'est pas couvert, et le réseau d'extraction pas forcément totalement opérationnel.
Elles ne semblent donc pas applicables dans le cadre des ISDND modernes (Delineau et Budka, 2000) et ne devraient pas être retenues comme solution unique pour le dimensionnement d'un bioréacteur.

I.2 Systèmes enterrés conventionnels

Afin de palier aux problèmes liés aux systèmes de surface, simples à mettre en œuvre, mais inadaptés à un procédé bioréacteur, des systèmes d'injection adaptés doivent être mis en place au sein du massif de déchets.
Deux principaux types de systèmes enterrés existent et ont été testés et mis en place largement sur des bioréacteurs : des réseaux de puits verticaux et des réseaux de drains horizontaux.

I.2.1 Puits verticaux

Les puits verticaux peuvent être soit montés à l'avancement soit forés une fois que le casier est rempli (Figure 70). Ce dernier cas présente l'avantage de pouvoir transformer un casier de stockage classique en bioréacteur et/ou d'augmenter la densité des systèmes d'injection *a posteriori*.
Dans le cas d'une mise en place à l'avancement, les puits sont constitués d'éléments préfabriqués en béton, d'un diamètre de l'ordre de 1 à 1,2 m, avec des ouvertures latérales permettant l'écoulement des lixiviats et remplis de matériau drainant. Cette technique peut constituer une gêne pour l'exploitation (circulation des engins) et entraîner des tassements différentiels importants autour des puits, positifs comme négatifs. En effet, le compactage limité à leurs abords immédiats (pour des raisons d'accessibilité), peut augmenter la compressibilité, mais le frottement négatif sur les parois des puits peut diminuer localement les tassements.
Les puits forés ont en général un diamètre plus petit (environ 0,5 m). Ils sont remplis de matériau drainant, et également munis en leur centre de cannes d'injections en PEHD ou en PVC (diamètre faible, de l'ordre de 10 cm), crépinées sur toute ou une partie de la longueur.



Puits d'injection monté à l'avancement Puits d'injection foré

Figure 70 : Montage de puits verticaux

Concernant l'espacement des puits, Al Yousfi et Pohland (1998) proposent une estimation simplifiée du rayon d'action d'un puits vertical, fonction de la perméabilité du matériau entourant le puits, de la conductivité hydraulique du déchet (milieu considéré isotrope) et du diamètre du puits (Équation 37).

Équation 37 $$RA = r * \frac{K_{drainant}}{K_{déchet}}$$

avec RA : Rayon d'action du puits (m)
r : Rayon du puits (m)
$K_{drainant}$: Conductivité hydraulique du matériau drainant du puits ($m.s^{-1}$)
$K_{déchet}$: Conductivité hydraulique du déchet ($m.s^{-1}$)

En estimant le ratio $K_{drainant}/K_{déchet}$ variant entre 30 et 50, et en considérant un puits de 60 cm de diamètre, les auteurs calculent (à partir du modèle HELP) un rayon d'action de l'ordre de 18 à 30 m. L'étude conclut que les puits ne devraient pas être espacés de plus de 60 m dans tous les cas. Cette étude néglige cependant l'influence du débit d'injection, paramètre qui peut avoir une influence importante, comme le montrent les travaux de modélisation de Mc Creanor (1998).
Ainsi, pour un puits de diamètre 1,2 m et une perméabilité du déchet de 1.10^{-5} $m.s^{-1}$, Mc Creanor (1998) calcule des rayons d'actions de 1,2 à 2,5 m pour des débits variant de 0,2 à 0,8 $m^3.h^{-1}$. L'espacement conseillé varie de 6 à 11 m, en fonction de la perméabilité du déchet et du taux d'application. Ce dimensionnement est cependant assez conservatif, puisque l'anisotropie du déchet n'est pas prise en compte, alors que la valeur relativement élevée de la perméabilité horizontale peut tendre à augmenter le rayon d'action du puits. Grellier (2005) a observé sur le site de La Vergne (France) des rayons d'action de puits verticaux de cet ordre de grandeur (8,5 m en moyenne).

La densité de puits observée par Reinhart et Towsend (1998), lors de leur inventaire de bioréacteurs aux USA principalement, varie de 0,1 à 0,8 $puits.ha^{-1}$, ce qui correspond à un espacement de 35 à 100 m, largement supérieur aux valeurs préconisées. Leur synthèse ne présente cependant pas de résultats en termes d'efficacité d'humidification du massif de déchets.

Le défaut majeur des puits est de toucher plus les zones profondes que les zones superficielles (Delineau et Budka, 2000). Dans le cadre du projet NRRL en Floride (Jain et al., 2005), des puits avec des cannes d'injection à différentes profondeurs (6 m, 12 m et 18 m sous la surface du déchet) ont été mis en place. De même, sur le site de La Vergne en France (Bureau et al., 2005), des cannes permettent l'injection sur 2 niveaux (crépines respectivement de 4 à 6 m et de 8 à 10 m de profondeur). Cependant, il a été constaté un intérêt limité des cannes en profondeur, puisque le lixiviat a tendance à s'écouler verticalement, et que le haut du casier n'est de ce fait pas affecté par la recirculation. Ils peuvent néanmoins être utiles dans un contexte de massifs très cloisonnés horizontalement (effet de couvertures intermédiaires peu perméables), puisqu'ils sont les seuls ouvrages permettant l'accès aux déchets sous les niveaux peu perméables.

Par ailleurs, les quantités injectables sont réduites. Maier (1998) donne l'Équation 38 pour la capacité d'injection d'un puits vertical.

Équation 38 $$Qw = K_{déchet} * [1 + \frac{(h - Po)}{zf}] * (r + h) * \pi * r$$

Avec Q_w : Taux d'infiltration moyen du puit par mètre de hauteur ($m^3.s^{-1}.m^{-1}$)
$K_{déchet}$: Conductivité hydraulique du déchet ($m.s^{-1}$)
h : Charge hydraulique dans le puits (en m)

P_o : Pression atmosphérique (en Pa)
z_f : Distance du fond du puits à la couche drainante (en m)
r : Rayon du puits (en m)

Ainsi, avec $K_{déchet} = 1.10^{-5}$ m.s^{-1}, h = 5 m, zf = 2 m et r = 0,5 m, on obtient un débit d'infiltration $Q_w = 1,1$ m^3.h^{-1}.m^{-1}. En considérant un puits de 5 m de hauteur, et un rayon d'action de 10 m, les taux d'injection réalisables par quantité de déchets (avec une densité de 0,9) sont de l'ordre de 0,015 m^3.h^{-1}.t^{-1}.

Enfin, sur le long terme, les tassements peuvent nuire à l'intégrité du puits, ou de l'étanchéité par la géomembrane lorsque le puits est en contact trop rigide avec celle-ci. Dans le cadre du projet NRRL en Floride (www.bioreactor.org), des systèmes télescopiques ont été mis en place au niveau des têtes de puits pour encaisser les tassements sans contraindre la géomembrane.

I.2.2 Tranchées horizontales

Les tranchées horizontales sont creusées dans le déchet et remblayées avec du matériau drainant, dont le but est d'assurer une répartition préférentielle du lixiviat au sein de la tranchée. Un drain perforé (PVC ou PEHD), placé au centre de la tranchée et prolongé d'une canalisation pleine jusqu'à la surface du casier, permet l'alimentation en lixiviat. Le lixiviat est acheminé soit par gravité, soit par injection sous pression (pompe).

Les tranchées peuvent être creusées à l'avancement du remplissage, à intervalles réguliers. Cette technique permet potentiellement de recirculer avant la fermeture du casier, et à différents niveaux et peut donc conduire à une humidification plus rapide des couches profondes (Miller et Emge, 1997). Ceci implique néanmoins de pouvoir capter le biogaz à l'avancement également, puisque la production de biogaz peut être accélérée et débuter pendant la phase d'enfouissement ; il est donc préférable d'utiliser les drains d'injection avec un système de dégazage horizontal, plutôt qu'un système vertical qui sera mis en place plus tardivement.

Certaines tranchées horizontales dimensionnées sur des bioréacteurs sont communes aux tranchées de dégazage. Cependant, des problèmes de colmatage par le lixiviat en fond de tranchée ont entrainé une diminution de l'efficacité du système de dégazage, et il est recommandé de séparer la collecte du gaz de la réinjection de lixiviat (Miller et Emge, 1997).

Différents matériaux de remplissage sont couramment utilisés : gravier, pneu broyé, sable, etc. Haydar et Khire (2005b) établissent un guide pour le dimensionnement de tranchées horizontales, basé sur des simulations numériques : à partir du logiciel HYDRUS 2D qui simule le transport de liquide et de chaleur en conditions saturées et/ou insaturées (équation de Richards), ils analysent l'impact de différents matériaux de remplissage sur les flux de lixiviats en conditions stationnaires. Leurs résultats montrent que si la conductivité hydraulique du matériau de remplissage est supérieure ou égale à celle du déchet, toute augmentation de cette conductivité hydraulique a un impact négligeable sur les flux de lixiviats.

Le rayon d'action de ces systèmes d'injection est fonction principalement de la charge appliquée et de la perméabilité du déchet environnant. Al Yousfi et Pohland (1998)

proposent, à partir de la loi de Darcy, une estimation simplifiée de l'espacement minimum entre les tranchées, en prenant en compte l'anisotropie du déchet (Équation 39).

Équation 39 $\mathbf{E \leq 2h(K_h/K_v)^{0,5}}$

Avec E : Espacement des tranchées d'injection (en m)
h : Charge hydraulique (en m)
K_h : Conductivité hydraulique horizontale du déchet ($m.s^{-1}$)
K_v : Conductivité hydraulique verticale du déchet ($m.s^{-1}$)

Mc Creanor (1998) calcule par ailleurs des rayons d'action de l'ordre de 4 à 15 m, en prenant en compte la perméabilité du déchet et le débit d'injection. Ceci est conforme avec les valeurs observées sur site par Grellier (2005) et Moreau et al. (2003) à partir de suivi géophysique : de l'ordre de 14 m et entre 10 et 15 m sur les sites du SYDOM du Jura et de Drambon respectivement.

Grellier (2005) observe à partir de mesures géophysiques sur plusieurs tranchées d'injection d'un même site des différences de rayon d'action entre l'amont et l'aval du drain (de l'ordre de 2 m en aval contre 20 m en amont) : ceci peut être dû à un mauvais dimensionnement du système d'injection (le drain ne serait pas en charge sur toute la longueur). Pour assurer une distribution homogène sur toute la longueur du drain, il est nécessaire d'adapter la taille et l'espacement des perforations en fonction de la charge appliquée par perforation. Pour cela, Zhao et al. (2005) et Moreau et al. (2007) utilisent l'Équation 40, issue de lois d'hydraulique unidirectionnelle.

Équation 40 $q = BA\sqrt{2gP}$

Avec q : Débit par perforation ($m^3.h^{-1}$)
B : Coefficient de forme de l'orifice, considéré égal à 0,62
A : Aire de l'orifice (m^2)
g : Constante d'accélération de la gravité (9,81 $m.s^{-2}$)
P : Charge appliquée par perforation (m)

Cette équation implique que, pour un drain en pente et bouché à l'extrémité inférieure, les perforations en partie aval du drain soient plus grandes que celles en partie amont, puisque la charge hydraulique y est plus importante (Figure 71). Le dimensionnement est valable pour un débit et une pression d'injection donnés. Moreau et al. (2007) ont validé ce dimensionnement à partir d'un essai sur le site de Drambon (France) : un suivi géophysique le long du drain d'injection montre que pour un dimensionnement de drain donné, basé sur l'Équation 40, une variation du débit d'injection entraine une humidification non homogène (dans ce cas, majoritaire en partie basse du drain pour des débits inférieurs au débit de dimensionnement). Ces essais semblent cependant également mettre en évidence des zones d'humidification préférentielles pour le débit optimal d'injection, qui pourraient être dues à des zones plus perméables.

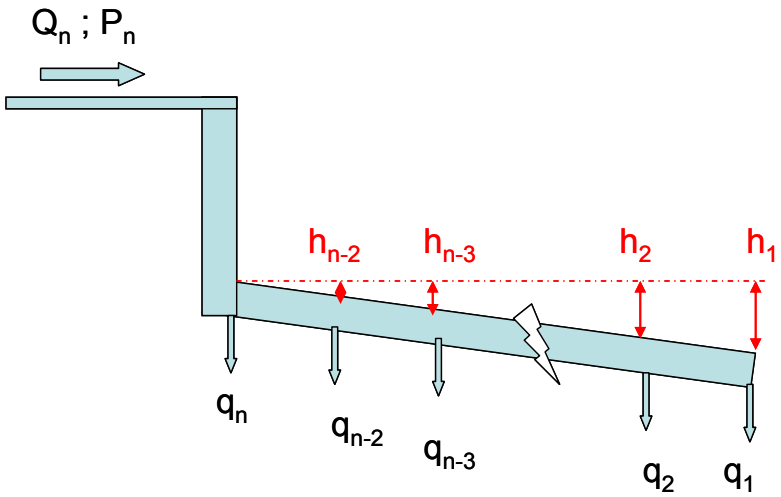


Figure 71 : Variation du débit le long d'un drain perforé, en fonction de la charge hydraulique

I.3 Principaux avantages et inconvénients des systèmes conventionnels

Les systèmes d'injection présentés jusqu'ici, par application directe de surface ou enterrés, sont les plus couramment utilisés. Le retour d'expérience associé, fondé sur différentes études réalisées notamment aux USA (Reinhart et Townsend, 1998) a permis d'en dresser les principaux avantages et inconvénients (Tableau 37).

Tableau 37 : Principaux avantages et inconvénients des systèmes d'injection couramment utilisés

	Technique de recirculation				
	Système de surface			Système enterré	
	Pré-humidification	Aspersion de surface	Bassins d'infiltration de surface	Puits verticaux	Drains horizontaux
Humidification homogène du massif de déchet	++	++	+	-	-
Simplicité de mise en œuvre et coûts de mise en place limités	+	++	+	--	--
Possibilité de recirculer après mise en place de la couverture	--	--	--	++	++
Limitation des nuisances olfactives et risques sanitaires	--	--	--	++	++
Diffusion de l'oxygène (phase aérobie) non contrainte	--	--	-	++	++
Accessibilité pour nettoyage et ou réparation	++	++	++	-	--
Résistance aux tassements	++	++	++	-	--
Résistance aux hétérogénéités de perméabilité du déchet	++	+	-	-	--

+ : objectif atteint - : objectif non atteint par le système d'injection en question

I.4 Systèmes combinés

Les deux types de systèmes -enterrés et de surface- s'opposent principalement sur l'homogénéité de l'humidité obtenue et la possibilité de réaliser une circulation de fluide une fois la couverture mise en place. Afin de bénéficier des avantages des deux systèmes, plusieurs auteurs proposent alors de combiner un réseau de distribution de surface et un réseau enterré :

- Reinhart et Townsend (1998) : pré-humidification, et réseau enterré combinant puits et tranchées.
- Miller et Emge (1997) : aspersion de surface et puits verticaux. L'objectif principal de ce système est toutefois différent : il s'agit principalement de diminuer les lixiviats et les coûts de traitement associés par évaporation et évapotranspiration des végétaux plantés sur la couverture. Afin de limiter les nuisances olfactives, le lixiviat est aéré avant aspersion. Ce réseau de surface est utilisé de juin à septembre (conditions optimales d'évaporation), alors que le réseau de tranchées horizontales, sert l'hiver pour le stockage des lixiviats dans le casier. Cette stratégie permet ainsi de diminuer les coûts de traitements de lixiviats de 63 % la première année.

D'autres systèmes ont également été pensés et/ou testés sur site de manière moins répandue. Leur principe de fonctionnement découle principalement des systèmes enterrés ; l'objectif étant de les optimiser pour assurer une humidification homogène du massif de déchets.

I.5 Evolutions envisageables pour les systèmes d'injection

I.5.1 Bassins drainants enterrés

Afin de palier aux nuisances olfactives et risques sanitaires associés aux bassins d'infiltration de surface, et pour pouvoir utiliser ces systèmes après mise en place de la couverture, certains auteurs proposent de les enterrer sous la couverture (Hupe et al., 2003). Le bassin est alors rempli d'un matériau drainant, alimenté en lixiviat soit à travers un puits vertical dépassant en surface et à l'aide d'un camion citerne (Figure 72a), soit de manière automatisée par un réseau (Figure 72b). Les auteurs recommandent de renforcer l'étanchéité de surface au niveau des bassins d'infiltration, les émissions de gaz pouvant y être accrues.

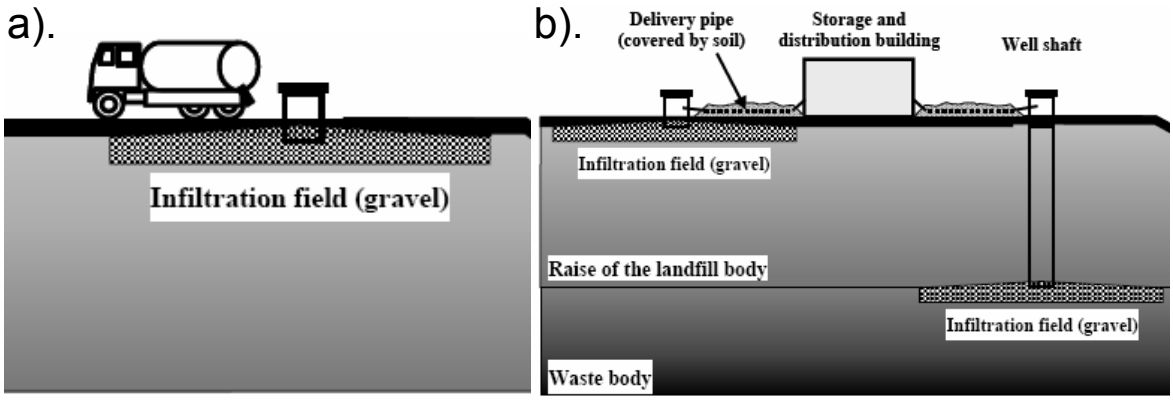


Figure 72 : Bassins drainants alimentés par camion-citerne (a) et par un système automatisé (b) (Hupe et al., 2003)

De rayon d'action supérieur à ceux des puits d'injection, ces bassins sont également moins sujets aux hétérogénéités de perméabilité et aux tassements que les drains horizontaux. En effet, si localement la perméabilité est plus forte que la moyenne, cela n'affectera qu'un bassin et non toute la longueur d'un drain (Figure 73).

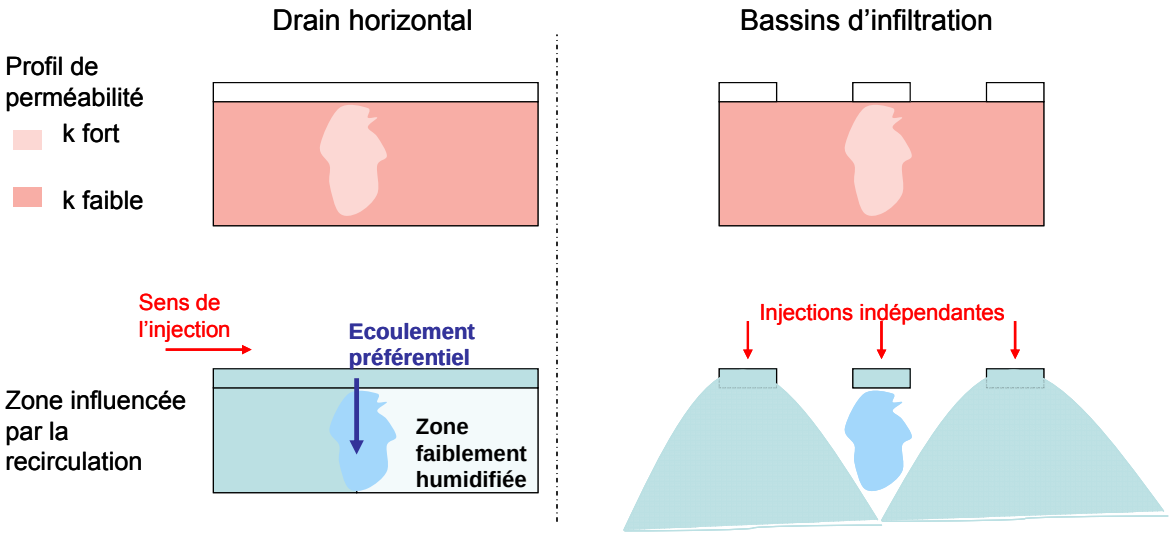


Figure 73 : Schématisation de la zone influencée par une injection pour un drain horizontal et des bassins drainants indépendants

Hupe et al. (2003) n'indiquent pas de dimensionnement type pour ces systèmes (taille optimale, espacement, matériau de remplissage), considérant qu'il est nécessaire de prendre en compte les conditions locales, propres à chaque site, et aucun retour d'expérience n'est présenté.

Augenstein et al. (2005a) ont installé et testé ce type de système sur le casier expérimental de Yolo County (9000 t_{MH} de déchets). Un ensemble de 14 bassins drainants ont été creusés en partie sommitale du casier, et remplis de pneus broyés (Mehta et al., 2002). La surface des bassins drainants est de l'ordre de 10 m^2 ; ils sont espacés d'environ 8 m. Ils sont utilisés avec des taux d'infiltration faibles (au maximum 8 $l.m^{-2}.jour^{-1}$), afin de limiter le risque de montée en charge des systèmes et d'éventuelles fuites au niveau de la couverture. Ce taux, correspondant à un total injecté de 1600 m^3 a permis d'augmenter en trois mois la teneur en eau jusqu'au seuil considéré optimal (valeur non précisée). La recirculation a alors continué selon les mêmes taux d'application. Le suivi à l'aide de 25 sondes TDR (Time Domain Reflectometry) positionnées sur trois niveaux a permis de détecter des variations d'humidité en différents points et différentes profondeurs du casier, et les auteurs concluent qu'il est possible d'obtenir, à cette échelle (surface de 30 m x 30 m), une humidification homogène du massif de déchets grâce à ce système d'injection.

Une revue sur la recirculation de lixiviat principalement au Royaume-Uni (Waste Management Research Group et Knox Associates, 2007) fait également référence à ce type de système d'injection, sans toutefois préciser le nombre de sites ainsi équipés, ni leur localisation. Les systèmes décrits varient d'un réseau de petits bassins de 1 m x 1 m (sur une surface de 20 m x 40 m), alimentés par des drains individuels connectés à un puits central, à des bassins uniques, les plus grands atteignant 50 m x 50 m x 2 m de hauteur. Il est également précisé que les structures plus petites sont moins performantes, mais le mode de comparaison n'est pas indiqué. L'évolution de la performance de ces systèmes sur le long terme n'a pas été étudiée.

I.5.2 Couches perméables horizontales

Afin de palier au problème du rayon d'action limité des drains horizontaux, plusieurs auteurs ont conçu des systèmes d'injection à partir de couches perméables horizontales. Par ailleurs, ces systèmes ne nécessitent pas d'excavation du déchet.

Gonzalez (1995) a dimensionné un système d'injection pour l'ISDND de San Pedro Sula (Honduras). Le schéma de principe de ce système est présenté dans la Figure 74. Dans ce projet, le déchet doit être placé par couches de 2 à 3 m, et recouvert par des couches intermédiaires de matériau perméable ($K = 10^{-4}$ m.s^{-1}). Le lixiviat est réintroduit en utilisant ces couches perméables, qui partent du flanc du casier et le traversent horizontalement. Un tuyau d'alimentation perforé pénètre sur un mètre dans la couche perméable. En principe, le lixiviat doit se propager préférentiellement au sein de la couche de matériau perméable, c'est-à-dire horizontalement, puis s'écouler verticalement au sein du massif de déchet.

La conductivité hydraulique du matériau perméable aura tendance à décroître avec le temps, à cause de la formation de films biologiques ; l'auteur estime que cette formation de biofilm aura un impact sur les performances du système au bout d'une période de recirculation de 3 à 6 mois. Cet impact est cependant limité à la partie amont des couches perméables, et pour y palier, une couche de terre compactée est placée lors du remplissage, afin de contraindre les écoulements vers la partie horizontale de la couche compactée.

A ce jour, l'auteur n'a pas connaissance d'une application de ce système, que ce soit à l'échelle industrielle ou pilote.

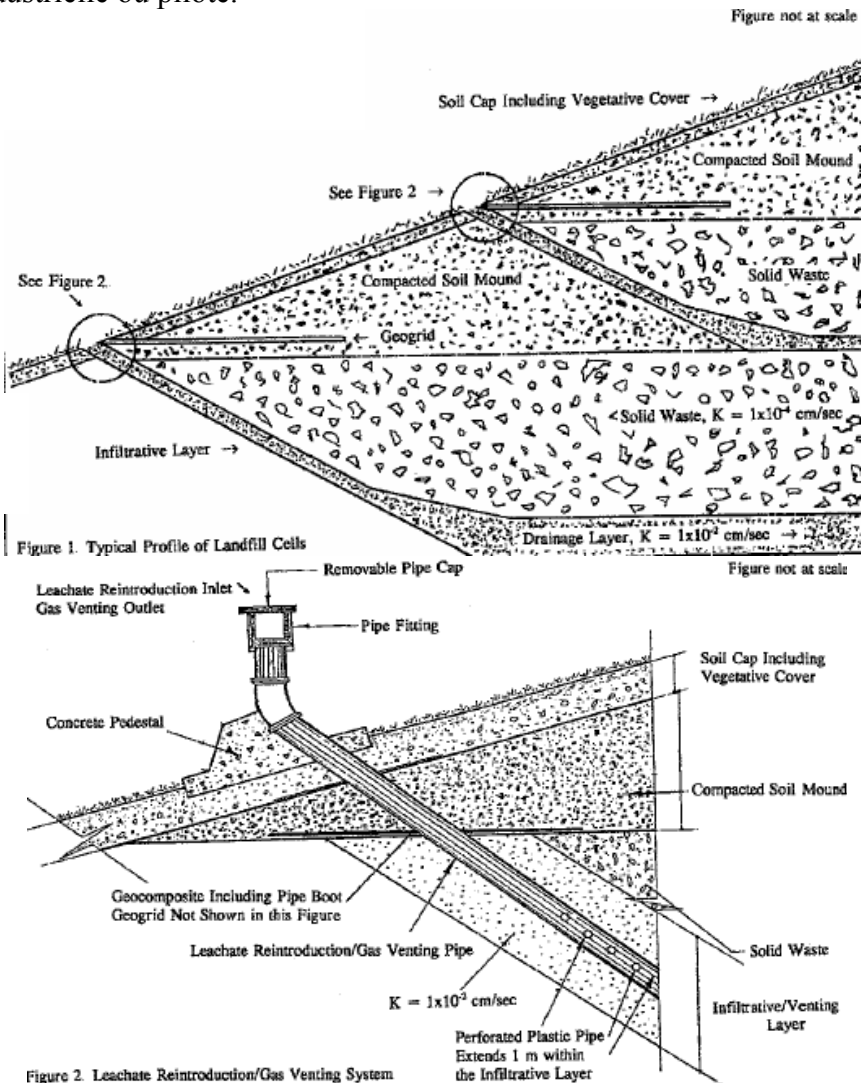


Figure 74 : Système de recirculation par couches perméables (Gonzalez, 1995)

Khire et Haydar (2003) proposent également un système d'injection à partir de couvertures perméables. Ce système consiste en plusieurs couches épaisses de 0,1 à 0,15 m de matériau à forte conductivité hydraulique, placées horizontalement sur le déchet, à différentes profondeurs. La différence principale avec le système précédent réside dans le mode d'alimentation : elle se fait ici par un tuyau d'alimentation perforé placé au centre de la couche perméable et la traversant. Les matériaux proposés sont du sable grossier, du gravier, ou des matériaux recyclés tels que du verre concassé ou des pneus broyés.

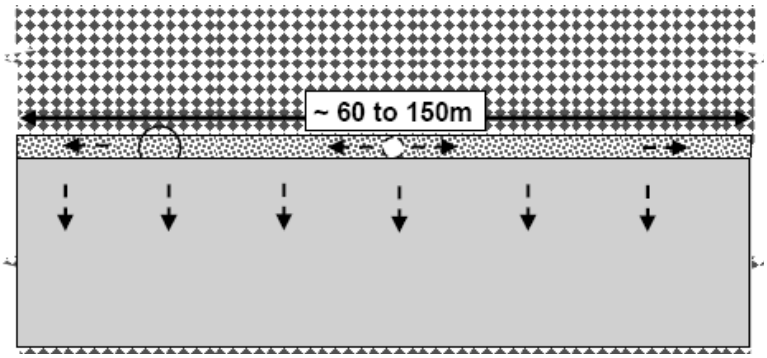


Figure 75 : Schéma de principe d'une couche perméable horizontale, d'après Khire et Haydar (2003)

Une simulation numérique, basée sur le modèle numérique HYDRUS-2D, a été réalisée pour comparer l'efficacité d'un tel système par rapport à des tranchées horizontales. Les dimensions des deux systèmes testés sont :

- sept tranchées horizontales espacées de 15 m horizontalement : 0,6 m de large par 1 m de hauteur ;
- une couverture perméable : épaisseur de 0,15 m et largeur variant de 30 à 60 m.

Deux matériaux perméables ont été testés : du gravier (conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-3} à 10^{-2} m.s^{-1}) et du sable (conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-3} m.s^{-1}). La perméabilité du déchet est estimée être de l'ordre de 10^{-6} à 10^{-5} m.s^{-1}. La simulation est réalisée pour des charges de lixiviats constantes dans les drains d'alimentation, allant de 0 (application gravitaire) à 5 m.

Les principaux résultats de ces simulations sont les suivants :

- Une couche perméable de 60 m de large peut recirculer une quantité plus importante de liquide que sept tranchées horizontales espacées de 15 m.
- Pour des conductivités hydrauliques inférieures à 5.10^{-3} m.s^{-1}, l'augmentation de la conductivité hydraulique du matériau perméable augmente le flux de lixiviat recirculé. Cette augmentation est cependant négligeable pour des conductivités hydrauliques supérieures à 5.10^{-3} m.s^{-1}, le flux étant alors limité par la diffusion au sein du massif de déchets.
- Pour des charges dans les drains d'alimentation non nulles, la diffusion du liquide se fait sur toute la largeur de la couverture perméable (à savoir 60 m).

Une expérimentation a également été réalisée sur site (Haydar et Khire, 2005a). Trois matériaux différents ont été testés : des pneus broyés, du verre concassé et un matériau géocomposite de drainage (GDL : Géocomposite Drainage Layer). Les GDL sont en règle générale utilisés dans les systèmes de collecte des lixiviats. Une couche de GDL de 5 mm est réputée équivalente à une couche de gravier drainante de 200 à 300 mm. La conductivité hydraulique d'un GDL peut cependant être réduite sous une charge importante, à cause de la température des lixiviats, ou par colmatage à cause de la formation de biofilm.

Les couvertures perméables, de 60 m de long par 9 m de large, sont recouvertes d'un géotextile et enterrées sous trois mètres de déchets. Un débit de 3 à 32 $m^3.h^{-1}$ est injecté à travers le drain perforé central. Les performances des différents systèmes en termes de propagation du liquide injecté sont déterminées par des sondes de températures, de pression et d'humidité, installées dans la couverture perméable. Cette instrumentation ne permet cependant pas de suivre les écoulements de lixiviat au sein du déchet et par conséquent d'en déduire l'impact d'un tel système d'injection sur l'humidification du massif de déchets.

Les résultats obtenus indiquent que les trois matériaux drainants permettent une diffusion des lixiviats sur toute la longueur de la chambre (30 m de part et d'autre). Le temps nécessaire au remplissage varie de 10 à 90 min, en fonction du débit d'injection. Il a cependant été constaté que la diffusion du lixiviat injecté au sein de la couverture n'est pas uniforme.

L'impact de la perméabilité intrinsèque du déchet sous-jacent est également mentionné, puisque des différences de vitesse de diffusion entre les 2 parties latérales au drain d'injection sont remarquées. La Figure 76 (Haydar et Khire, 2005a) indique les variations d'humidité mesurées à l'aide de sondes d'impédance en fonction du temps depuis le début de l'injection, pour des points situés à des distances croissantes du drain d'alimentation, et de part et d'autre. Alors que pour la partie Nord une présence de liquide est détectée entre 5 et 20 min après injection, le flux de liquide n'atteint l'extrémité de la partie Sud qu'après 1 à 3 h. De même que pour un drain horizontal, ces couches drainantes seront donc potentiellement plus sujettes aux chemins préférentiels dus aux disparités de perméabilité du déchet que des bassins drainants individuels, de surface moins importante (Figure 73).

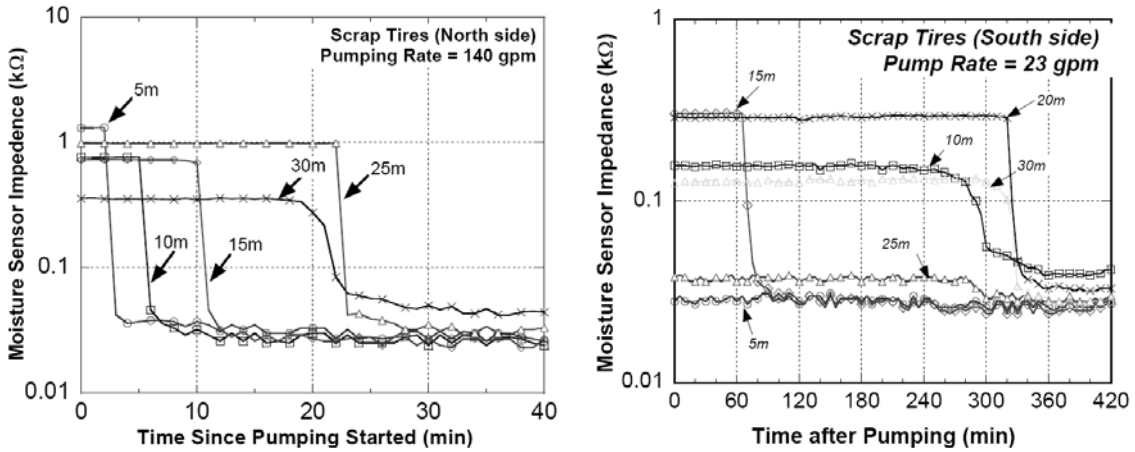


Figure 76 : Estimation des vitesses de propagation au sein d'une couche drainante, à l'aide des mesures d'humidité (d'après Haydar et Khire, 2005a)

Concernant la pérennité d'un tel système, une publication plus récente (Khire et Haydar, 2007) concernant une couche composée de GDL seule, indique qu'aucun colmatage du GDL n'a été observé durant les 12 mois de recirculation.

I.5.3 Système d'irrigation sous couverture finale

Young et al. (1999) ont conçu un système de recirculation qui consiste en un réseau d'irrigation de subsurface, installé *a posteriori* sous la couverture finale d'une ISDND en post-exploitation.

Une pompe immergée alimente trois drains parallèles et reliés entre eux. Le drain central permet d'alimenter l'extrémité opposée des deux drains latéraux. Ces drains latéraux sont

connectés chacun, par l'intermédiaire d'une vanne, à seize tuyaux, perpendiculaires aux drains principaux et eux-mêmes divisés en deux lignes d'irrigation perforées. Le réseau est réalisé à partir de matériel d'irrigation agricole, simple et peu coûteux. Néanmoins, les auteurs recommandent un système hydraulique plus robuste, notamment pour les zones où des pressions hydriques importantes sont attendues. Tout le réseau est entouré de gravier drainant et enterré à une profondeur d'un mètre sous la couverture finale. Les vannes permettent d'isoler le site expérimental en quatre quadrants d'irrigation, ce qui assure une rotation de la zone irriguée, et par conséquent un temps de ressuyage après irrigation. La stratégie de recirculation sélectionnée est fondée sur une semaine d'irrigation et trois semaines de repos par quadrant, ce qui permet de dissiper d'éventuels problèmes de stagnation en surface et assure un ressuyage complet.

L'objectif est de favoriser la méthanogenèse, et de lessiver les polluants solubles piégés au sein du massif de déchet (flushing bioreactor). Cependant, pour des taux d'injection correspondant au flushing, des problèmes de stagnation du lixiviat en surface ont été constatés ; des taux correspondant à 5 % de cette valeur seulement ont pu être injectés. Le taux calculé pour le flushing (de l'ordre de 226 m^3 par jour sur une période de 50 ans) est d'ailleurs basé sur une hypothèse basse, puisque calculé sur une durée de 50 ans, alors que le principe du flushing est justement d'accélérer la lixiviation sur une période courte (de l'ordre de 5 ans). Par ailleurs, le déficit d'humidité ayant été estimé à 30 000 m^3, et en considérant une absorption parfaite du lixiviat par le massif de déchet, la capacité au champ ne sera pas atteinte avant une période de recirculation de 10 ans avec les taux d'injection admissibles par le système.

I.6 Conclusions sur les systèmes existants

Parmi les systèmes d'injection de lixiviat existants, deux types s'opposent : les systèmes de surface et les systèmes enterrés. Comme vu précédemment, les systèmes de surface ne permettent pas d'assurer une recirculation de lixiviats sur le long terme ; ce type de dispositif seul n'est donc pas adapté à un procédé bioréacteur.

Trois principaux types de systèmes enterrés existent et ont été testés :
- un réseau de puits verticaux,
- un réseau de drains horizontaux,
- des bassins drainants enterrés, de surface plus ou moins importante, pouvant aller jusqu'à une couche continue de matériau drainant.

Les principales études réalisées à l'échelle du site sont présentées dans le Tableau 38.

De manière générale, peu d'études à l'échelle industrielle ont été réalisées sur l'efficacité des systèmes d'injection en termes d'humidification du massif de déchets. Les études publiées sont pour la plupart ponctuelles (mesures ponctuelles de variation d'humidité du déchet), qualitatives et sur du court terme. Le système de bassins drainants enterrés en particulier, semble prometteur, d'après un retour d'expérience sur différents sites, sans que ces performances soient réellement documentées. En effet, les installations possédant un suivi instrumenté (cellule test de Yolo County avec des bassins individuels : Augenstein et al., 2005a ; couches perméables de Khire et Haydar, 2007), n'ont fait l'objet que de mesures localisées d'humidité et la part du massif de déchets effectivement humidifié n'a pas été clairement déterminée.

Concernant les taux d'injection, il est observé de manière générale une diminution des taux applicables sur site avec le temps, quelque soit le système d'injection utilisé. Ce phénomène peut être dû soit à un colmatage du système d'injection, soit à une diminution de la perméabilité du déchet lui-même (Young et al., 1999 ; Hupe et al., 2003).

Pour lutter contre ces phénomènes de colmatage la FNADE (2007) recommande de surdimensionner les paramètres hydrauliques régissant le transfert des lixiviats (diamètre des drains, porosité des matériaux drainant notamment), d'optimiser le choix des matériaux en évitant les produits sensibles au colmatage, tels que le calcaire, de limiter les entrées d'air le long du réseau, qui peuvent modifier les conditions d'oxydoréduction et de concevoir des systèmes d'injection permettant une mise en pression du réseau pour décolmatage. En effet, à partir d'une simulation numérique de colmatage d'un système d'injection (couche drainante), Haydar et Khire (2007) ont mis en évidence que la charge hydraulique doit être augmentée pour maintenir un taux d'injection fonctionnel identique au taux sans colmatage.

Tableau 38 : Synthèse comparative de différents systèmes d'injection

Système d'injection	**Principales références**	**Echelle de l'étude**	**Dimensions du système d'injection**	**Rayon d'action**	**Taux d'injection**			**Robustesse sur le long terme**	**Quantités injectées**
					Taux volumique global $l.t_{MH}^{-1}.an^{-1}$	Taux surfacique global $m^3.ha^{-1}.jour^{-1}$	Taux fonctionnel P : $l.m^{-1}jour^{-1}$ T : $l.m^{-1}jour^{-1}$ B : $1 l.m^{-2}jour^{-1}$		
Puits verticaux	Grellier, 2005 Vigneron et al., 2008	*La Vergne,* France (1,5 ha)	18 puits espacés de 30 m	4,5 m	25 68	8,9	90 $l.m^{-1}jour^{-1}$		Sur 4,5 ans de recirculation
	Reinhart et Al Yousfy, 1996	*CRSWMA*, North Carolina (8,9 ha)	12 puits, espacés de 10 à 15 m	ND		11,7	4000 à 6000 $l.m^{-1}jour^{-1}$ supposés (court terme)		Non précisé
	Jain et al., 2005	*NRRL,* Florida (4 ha)	45 ensembles de puits (134 puits au total), espacés de 15 m	ND		6	50 $l.m^{-1}jour^{-1}$ (long terme)	Réduction des taux d'injection en quelques heures	4 900 m^3 injectés en 7 mois (Juin 2003 – Janvier 2004)
Tranchées horizontales	Reinhart et Al Yousfy, 1996 Townsend et Miller, 1998	*Alachua County*, Florida (11 ha)	11 tranchées de 150 m, espacés de 15 m en latéral et 6 m en vertical	ND		4,7	600 $l.m^{-1}jour^{-1}$ (court terme) 30 l/m/jour (long terme)	Réduction des taux d'injection en quelques heures	30 000 m^3 injectés en 19 mois (1993 – 1994)
	Grellier, 2005 Gachet, 2005	*SYDOM Jura*, France	6 tranchées de 25 m, espacées de 18 à 20 m	7 m	39	48	65 $l.m^{-1}jour^{-1}$		Recirculation de juillet 2002 à Janvier 2004
	Yuen, 1999	*Lyndhurst*, Australie (1,4 ha)	Combinaison de 8 tranchées horizontales et de 9 puits verticaux	< 3 m	17	5			2500 m^3 injectés de Juillet 1996 à Octobre 1997
	Barina et al., 2001 *Moreau et al., 2003* *Barina, 2005*	Busta, *Italie (2,25 ha)*	*Tranchées horizontales de 5 x 130 m, espacées de 25 m*	*5- 7 m*	*13*	*2 à 4* *Puis 6*	*10 $l.m^{-1}jour^{-1}$*		2 800 m^3 injectés d'Aout 1999 à Octobre 2000 ; puis 30 000 m^3 en 6 ans (1999-2005)

Système d'injection		**Principales références**	**Echelle de l'étude**	**Dimensions du système d'injection**	**Rayon d'action**	**Taux d'injection**			**Robustesse sur le long terme**	**Quantités injectées**
						Taux volumique global $l.t_{MH}^{-1}.an^{-1}$	Taux surfacique global $m^3.ha^{-1}.jour^{-1}$	Taux fonctionnel P : $l.m^{-1}jour^{-1}$ T : $l.m^{-1}jour^{-1}$ B : $1\,l.m^{-2}jour^{-1}$		
Bassins drainants enterrés	Bassins individuels	Augenstein et al. (2005a)	*Yolo County Test cells,* USA (0,09 ha)	13 bassins d'infiltration de 10 m^2 (pneus broyés), espacés de 8 m	ND	150	27	19 $l.m^{-2}jour^{-1}$ (supposés)	Pas de colmatage, diminution des quantités infiltrables avec le temps	8 000 m^3 injectés de Janvier 1994 à Janvier 2003
		Waste Management Research Group et Knox Associates, 2007	*Non précisé* UK	1 bassin de 50 x 50 x 2 m de profondeur, remplis de pneus broyés	ND			24 $l.m^{-2}jour^{-1}$		8 000 m^3 injectés en 5 mois
	Couche drainante	Haydar et Khire, (2005a et 2007)		Couche drainante de 60 x 9 x 0,15 m d'épaisseur, remplie de verre concassé	Toute la surface sous-jacente Sensibilité aux hétérogénéités de perméabilité			1 440 $l.m^{-2}jour^{-1}$ (court terme) puis 28 $l.m^{-2}jour^{-1}$		3200 m^3 injectés en 7 mois
		Khire et Haydar (2007)		Couche drainante de 408 m^2, composée de GDL	Toute la surface sous-jacente ; Sensibilité aux hétérogénéités de perméabilité			700 à 1700 $l.m^{-2}jour^{-1}$ (court terme) puis 21 $1\,l.m^{-2}jour^{-1}$	Pas de colmatage en 12 mois pour du GDL	Essais ponctuels d'injection sur une période de 1 an

ND : donnée non disponible P : Puits d'injection T : Tranchée d'injection B : Bassin d'infiltration

II Stratégies de recirculation

II.1 Taux d'injection

L'objectif premier d'une injection est d'amener le déchet d'une teneur en eau initiale à une teneur en eau optimale, dans un temps suffisamment court, pour optimiser sa vitesse de dégradation. Des taux d'injection globaux théoriques peuvent donc être calculés en divisant la quantité de liquide que le déchet doit absorber (différence entre la teneur en eau optimale et la teneur en eau initiale) par le temps fixé pour atteindre les conditions optimales de dégradation. En considérant qu'en conditions de stockage la teneur en eau optimale correspond à la valeur de capacité au champ (valeur moyenne de l'ordre de 45 $\%_{MH}$), et compte tenu des valeurs moyennes de teneur en eau (entre 20 à 35 $\%_{MH}$), les quantités minimales à injecter s'établissent autour de 250 à 100 $l.t_{MH}^{-1}$, ce qui correspond à un taux d'injection de 20 à 50 $l.t_{MH}^{-1}.an^{-1}$, en fixant une durée de 5 ans pour atteindre la teneur en eau optimale (Équation 41).

Équation 41 $$T_{VG} = 10\frac{(H_{Champ} - H_i)}{D}$$

Avec : TVG : Taux volumique global d'injection (l.tMH-1.an-1)
D : Durée d'injection nécessaire pour atteindre la teneur en eau optimale (an)
HChamp : Teneur en eau à capacité au champ (%MH)
Hi : Teneur en eau initiale du déchet (%MH)

Une fois la teneur en eau optimale atteinte, la recirculation sert soit à l'optimisation de la dégradation par ensemencent et dilution des éventuels inhibiteurs locaux, soit à lixivier les polluants. La quantité de liquide à apporter au déchet dans un objectif de flushing est 10 fois supérieure à celle nécessaire pour une dégradation optimale (Hupe et al., 2003).

Ces taux de recirculation calculés sont évidemment purement théoriques, puisqu'ils supposent une absorption totale du liquide injecté, et ne prennent pas en compte les écoulements gravitaires sans rétention par le déchet, dans la macroporosité. Par ailleurs, ils sont souvent difficilement applicables sur site : la littérature indique des valeurs de taux de recirculation de l'ordre de quelques dixièmes de litres à quelques litres par jour et par tonne de déchets (Tableau 38). Seul le site de Yolo County (Augenstein et al., 2005a), un des plus performants, utilise un taux de recirculation de cet ordre de grandeur : 1,5 $l.t_{MH}^{-1}.jour^{-1}$ soit 540 $l.t_{MH}^{-1}.an^{-1}$. Plusieurs paramètres, propres à chaque bioréacteur, peuvent expliquer ces écarts entre les valeurs théoriques et les valeurs réalisables sur site :

- la quantité de lixiviat disponible : il s'agit bien souvent d'un paramètre limitant. Pour faire face à ce déficit, plusieurs sites où la législation le permet (notamment aux USA), acceptent des effluents liquides (boues de STEP principalement) au sein des casiers de stockage, afin d'augmenter l'humidité globale du déchet ;

- le type de système d'injection : les taux fonctionnels dépendent du type de système installé (puits, drains horizontal, bassin d'infiltration…) et peuvent varier en fonction du temps (risque de colmatage qui peut diminuer ces taux d'infiltration) ;

- la réponse du massif de déchets à l'injection : afin d'éviter le risque de saturation du déchet, les quantités recirculées doivent être inférieures à un seuil déterminé par l'efficacité du système de drainage des lixiviats en fond de casier. Miller et Emge (1997) calculent, à partir du modèle HELP2, un taux d'injection maximal admissible d'environ 3 $l.m^{-2}.jour^{-1}$, en prenant pour contrainte la charge hydraulique autorisée en fond de casier par la

législation Subtitle D (30 cm). Ceci est valable pour les systèmes d'injection installés *a posteriori*, cependant, il semblerait plus judicieux de dimensionner le système de drainage lors du dimensionnement global du bioréacteur, en prenant en compte les taux d'injection théoriques pour optimiser la recirculation. Ainsi, Khire et Mukherjee (2006) simulent la charge hydraulique pour un taux de recirculation donné et différents matériaux de drainage : ils montrent alors qu'avec du sable (conductivité hydraulique de 10^{-4} m.s^{-1}) la charge n'est plus conforme avec la législation pour des débits supérieurs à 5,5 m^3.jour^{-1}, du gravier (conductivité hydraulique de 10^{-2} m.s^{-1}) peut encaisser des débits allant jusqu'à 55 m^3.jour^{-1}.

II.2 Fréquence d'injection

Quel que soit le système d'injection utilisé, il est recommandé d'alterner des phases d'injection et des phases sans injection de lixiviat (FNADE, 2007 ; Waste Management Research Group et Knox Associates, 2007 ; Reinhart et Townsend, 1998). Ceci présente l'intérêt de :

- pouvoir concentrer le volume recirculé sur une plus courte période, et donc d'avoir des taux d'injection fonctionnels plus importants : plusieurs résultats de modélisation (Khire et Mukherjee, 2006 ; Mc Creanor, 1998) montrent en effet que les rayons d'action des systèmes d'injection (simulations réalisées sur des puits verticaux et des drains horizontaux) augmentent avec le débit d'injection ;
- limiter la montée en pression du gaz au sein des pores puisque des périodes de ressuyage du déchet sont allouées entre chaque événement d'injection ; ceci permet à la fois de faciliter la libre circulation du biogaz accumulé et d'augmenter les taux d'infiltration. Young et al. (1999) observent ainsi des meilleurs résultats en alternant une semaine d'irrigation et trois semaines de repos.

La plupart des modèles existants pour simuler les écoulements en milieu insaturé (tels que HYDRUS 2D) ne prennent pas en compte la variation de pression partielle de gaz dans le milieu poreux, suite à l'injection de liquide ; en effet, ils supposent que la phase gazeuse est continue et en équilibre avec la pression atmosphérique. A partir de ce type de modèle, Khire et Mukherjee (2006) et Khire et Haydar (2007) calculent que la propagation du lixiviat augmente avec la saturation et donc avec le ratio on/off de fonctionnement du système d'injection, les meilleurs conditions étant obtenues pour une injection continue. Or, des expérimentations complémentaires réalisées par les mêmes auteurs (Khire et Mukherjee, 2008) indiquent des résultats contradictoires avec les simulations réalisées : les fortes pressions mesurées au sein de matériaux drainants au début de l'injection n'apparaissent pas dans les résultats de modélisation. Cette observation met en évidence l'importance de prendre en compte l'écoulement mixte gaz-lixiviat pour les simulations. Cette hypothèse d'interaction entre la production de gaz et les écoulements liquides a par ailleurs également été démontrée par Hudson et al. (2001), et observée sur le site de Yolo County (Waste Management Research Group et Knox Associates, 2007) : des meilleurs taux d'infiltration ont été atteints pour un bassin d'injection positionné à la verticale d'un drain de dégazage.

Concernant l'impact d'une telle stratégie de recirculation alternée sur le fonctionnement des micro-organismes, Wang et al. (2006) ont montré, à partir d'une étude en colonnes de déchets, que les taux d'injection peuvent être modifiés au cours du temps sans pour autant perturber les mécanismes de biodégradation.

II.3 Période de recirculation

Le taux de recirculation et le type de lixiviat doivent également être adaptés au stade de dégradation des déchets. Ainsi, il est recommandé de ne recirculer qu'à de faibles taux en début de stockage, afin d'éviter un choc acide pour la masse bactérienne lors de la phase acidogène. Par ailleurs, la synthèse de Waste Management Research Group et Knox Associates (2007) met en évidence une augmentation du risque de colmatage des systèmes d'injection en début de processus de dégradation, lorsque le lixiviat est acétogène. Une fois la phase méthanogène stable installée, les taux peuvent alors être augmentés (Warith et al., 2002). Des essais en colonnes de laboratoire (Wang et al., 2006) ont par ailleurs montré que les effets de la recirculation évoluent en fonction de la phase de biodégradation : lors des premières étapes de biodégradation, la recirculation a plus un rôle d'ensemencement, puis les effets de la recirculation sont plus significatifs lorsque la phase de méthanogenèse stable est atteinte.

Il est par ailleurs préférable d'attendre la mise en fonctionnement du système de dégazage du casier pour recirculer, afin de ne pas favoriser le démarrage de la méthanogenèse tant que le biogaz n'est pas capté.

Concernant la saisonnalité d'injection, la FNADE (2007) recommande de ne pas recirculer de lixiviat en période hivernale, afin de ne pas perturber le massif de déchet par l'ajout de liquide à des températures trop faibles. Une autre solution pour pouvoir recirculer tout au long de l'année (afin de limiter les stocks de lixiviat et d'optimiser la réinjection) serait de réchauffer les lixiviats avant injection.

II.4 Stratégie de dégazage associée

La recirculation peut affecter l'efficacité des réseaux de collecte de gaz, causant une augmentation des émissions et des problèmes d'odeur. Pour contrer ce phénomène, la stratégie de dégazage peut être adaptée aux cycles d'injection : un opérateur britannique (Waste Management Research Group et Knox Associates, 2007) réalise des cycles d'une semaine d'injection, une semaine de repos, puis deux semaines de dégazage. Ainsi, le liquide injecté n'est pas directement aspiré vers les systèmes de collecte de gaz ; cependant ceci implique de laisser le casier sans dégazage la moitié du temps, ce qui peut sembler inacceptable (nuisances olfactives et émission de gaz à effet de serre). Par ailleurs, comme vu précédemment, il n'est pas recommandé pour les écoulements de liquide de laisser du biogaz s'accumuler dans le massif de déchets : en effet, la montée en pression de gaz peut limiter les taux d'infiltration de liquide.
Un autre opérateur, qui possède un réseau de puits d'injection, alterne toutes les semaines les puits dans lesquels il injecte (4/5), le dernier étant utilisé pour le dégazage. Ce type de fonctionnement alterné est conseillé par plusieurs auteurs (Miller et Emge, 1997 ; Reinhart et Townsend, 1998).

III Optimisation d'un système d'injection : application sur site réel

III.1 Matériel et méthode

III.1.1 Présentation de la zone expérimentale

La zone expérimentale est positionnée au sein d'un casier d'ISDND d'une superficie totale de 10 ha, sur une profondeur maximale de 25 m. Ce casier a reçu environ 1,7 millions de tonnes de déchets durant son exploitation d'août 2005 à fin 2007. Les déchets sont essentiellement de type DIB (75% du flux entrant, Tableau 39).

Tableau 39 : Principaux types de déchets reçus (Avril - Novembre 2005)

Type de déchets	Proportion ($\%_{MH}$)
DIB	74,6
OM	2,7
RBA	9
Boues	5,5
Terres	6,3
Autres	1,7

Après déversement en quai de rupture, les déchets sont amenés sur le casier par bennes de 45 m^3, puis étalés et compactés par des engins de 45 t. Ils sont placés par paliers de 3,5 m en couches successives d'environ 50 cm non compactées. Cet ensemble d'opérations assure une certaine homogénéisation du flux entrant.

III.1.2 Caractérisation de la teneur en eau initiale du déchet

La connaissance de la teneur en eau initiale du déchet est une donnée primordiale pour le dimensionnement et le suivi d'un bioréacteur. Pour cela, un échantillon représentatif doit être prélevé et analysé. Le déchet reçu dans cette ISDND provient de plusieurs centaines de producteurs, et sans producteur majoritaire. Après une campagne de caractérisation visuelle des flux entrants (sur une semaine), il s'est avéré que le déchet est très hétérogène, selon sa provenance, et contient beaucoup d'encombrants et de monstres. Il n'est donc pas possible de réduire la quantité de 50 t_{MH} préconisée par l'ADEME (1999a), ni de ne sélectionner qu'une petite quantité de bennes pour constituer l'échantillon.

Une stratégie de prélèvement adaptée aux conditions du site (présence d'une zone de déversement et disponibilité d'un broyeur) a donc été mise en place :

- Etape 1. Prélèvement de 50 t_{MH} de déchets en 30 prises élémentaires dans le quai de déchargement, au cours d'une journée type ;
- Etape 2. Broyage de cet échantillon à une granulométrie inférieure à 200 mm (Broyeur DOPPSTADT, réglé sur granulométrie fine) ; la granulométrie peut donc être assimilée à celle d'une OM, et la quantité d'échantillon réduite à celle du MODECOM™ (ADEME, 1993) ;
- Etape 3. Mélange et quartage de l'échantillon pour ne prélever que 500 kg_{MH} ;
- Etape 4. Sur-broyage de ces 500 kg_{MH} à une granulométrie permettant un prélèvement pour analyses (< 20 mm) ;
- Etape 5. Mélange, quartage et prélèvement de trois échantillons de 2 kg_{MH} après broyage fin pour mesure de la teneur en eau (séchage à 105 °C).

Figure 77 : Broyage grossier de l'échantillon de déchet

Une teneur en eau moyenne de 23,3 $\%_{MH}$ a été obtenue avec un écart-type de 0,1 pour les trois échantillons (Tableau 40). Ce faible écart-type indique une bonne homogénéité de l'échantillon après broyage fin et mélange.

Tableau 40 : Teneur en eau après broyage fin, homogénéisation et quartage (après l'étape 5)

Quantités échantillonnées	Date	Echantillon	Granulométrie	Teneur en eau ($\%_{MH}$)
2 kg	Jour 2 ; PM	A	< 20 mm	23,38
		B		23,29
		C		23,25
			Moyenne	**23,3**
			Ecart-type	**0,1**

Cependant, avant ce prélèvement, le déchet a subi diverses manipulations, du fait du protocole d'échantillonnage : deux broyages, un mélange et quartage à la pelle mécanique, un mélange et quartage à la pelle à main. De plus, ce prélèvement s'est effectué sur une durée de 2 jours. Des prélèvements ont donc été réalisés après broyage fin, mais avant mélange de l'échantillon broyé, afin d'évaluer l'impact d'une manutention sur l'évolution de la teneur en eau. Les valeurs de teneur en eau obtenues sont plus fortes qu'avant mélange : une teneur en eau moyenne de 28,3 $\%_{MH}$ est obtenue, avec un écart-type de 2,0 (Tableau 41). Deux hypothèses peuvent expliquer cela :

- Hypothèse N°1 : le déchet avant mélange n'est pas homogène, et un prélèvement sans quartage n'est pas représentatif ;
- Hypothèse N°2 : la manutention du déchet (mélange et quartage) a tendance à assécher le déchet.

Tableau 41 : Teneur en eau après broyage fin, avant homogénéisation et quartage (entre les étapes 4 et 5)

Quantités échantillonnées	Date	Echantillon	Granulométrie	Teneur en eau ($\%_{MH}$)
2 kg	Jour 1 ; AM	A	< 20 mm	28,83
	Jour 1 ; PM	B		30,32
	Jour 2 ; AM	C		28,55
	Jour 2 ; PM	D		25,45
			Moyenne	**28,3**
			Ecart-type	**2,0**

Etant donné que les quatre mesures réalisées avant homogénéisation finale sont supérieures à la teneur en eau après l'étape 5, l'hypothèse N°2 paraît plus probable. Ainsi, alors que la procédure mise en place assure une bonne homogénéité d'échantillonnage, elle entraine des

altérations de l'échantillon qui le rendent moins représentatif du déchet initial (au moins en termes de teneur en eau). La valeur obtenue avant l'opération de quartage et homogénéisation semble donc plus proche de la valeur vraie, et une teneur en eau de 28 ± 2 $\%_{MH}$ est retenue. Une procédure améliorée pourrait être de faire un plus grand nombre de prélèvements après l'étape 4, afin d'augmenter la quantité totale échantillonnée. L'impact des étapes 2, 3 et 4 n'a cependant pas pu être évalué ; il est possible que ces opérations assèchent également le déchet, et que la valeur de teneur en eau retenue soit sous-évaluée.

III.1.3 Calcul de la quantité d'eau à recirculer

Pour réaliser ce calcul, plusieurs hypothèses sont nécessaires :

- La première suppose que le système d'injection est optimal et que tout le massif de déchets est touché par l'injection, de manière homogène
- La seconde concerne la capacité au champ du déchet. La simulation est réalisée avec deux valeurs moyennes de capacité au champ de 35 et 45 $\%_{MH}$. L'évolution de cette capacité au champ en fonction du temps et de la profondeur n'est pas prise en compte.
- Enfin, aucune perte d'humidité par consommation réactionnelle ou transport en phase gazeuse n'est prise en compte.

Un bilan hydrique est réalisé, afin de calculer la quantité d'eau qui doit être absorbée par le déchet pour atteindre la capacité au champ**.** Les entrants en humidité sont l'humidité intrinsèque du déchet (485 000 m^3) et la pluviométrie lors du remplissage du casier (75 000 m^3). La Figure 78 présente les différents taux d'injection à appliquer pour atteindre la capacité au champ, en fonction de la durée nécessaire. Ainsi, les besoins en recirculation, calculés en considérant que la teneur en eau optimale doit être atteinte en 5 ans (à raison de 300 jours de recirculation par an), sont de 75 et 310 $m^3.jour^{-1}$ pour des capacités au champ de 35 et 45 $\%_{MH}$ respectivement. Ramené à la tonne de déchet, cela correspond à environ 0,1 $l.t_{MH}^{-1}.jour^{-1}$ ou 30 $l.t_{MH}^{-1}.an^{-1}$. Cette valeur est proche de taux de recirculation couramment appliqués dans la littérature (Tableau 38).

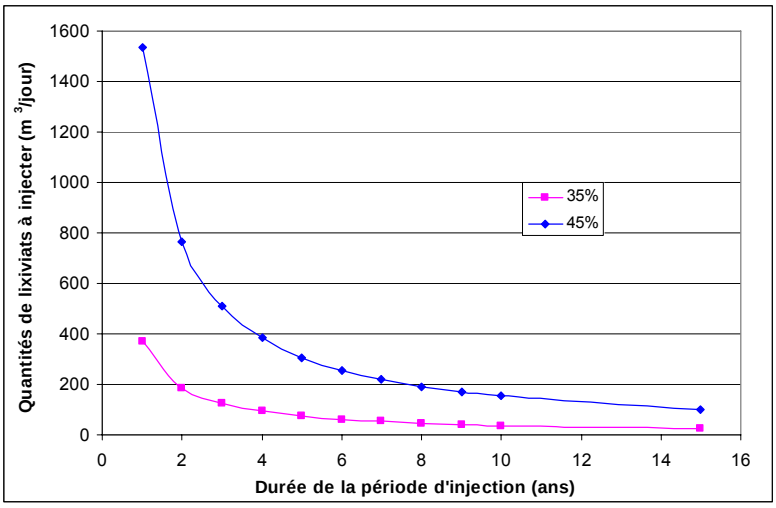


Figure 78 : Bilan hydrique pour le dimensionnement du bioréacteur

Les quantités de lixiviats disponibles quotidiennement sur cette ISDND sont cependant de l'ordre de 100 $m^3.jour^{-1}$ seulement, ce qui implique que d'autres sources d'humidités devront être trouvées sur le long terme (en accord avec les législations locales), ou que la durée pour atteindre la teneur en eau optimale devra être allongée.

III.1.4 Description du système d'injection

Le système d'injection sélectionné pour cette étude est un réseau de bassins drainants enterrés, alimentés par des drains horizontaux. Son principe de fonctionnement repose sur l'accumulation d'un volume de lixiviat dans un matériau drainant placé en partie sommitale d'un casier de stockage, puis sur son relargage progressif dans le déchet environnant.

Ces systèmes, appelés ici chambres d'injection, sont mis en place une fois le casier rempli, de la manière suivante (Annexe 8 : mise en place de chambres d'injection) :

- Après repérage de la position par un géomètre, la couverture provisoire (5 à 50 cm de terre argileuse) est décapée sur la surface souhaitée (5 m x 5 m).
- Le déchet est ensuite excavé sur la profondeur de la chambre (2 m pour le premier dispositif et 1 m pour le second), à l'aide d'une pelle mécanique.
- Un piézomètre est installé à chaque angle de la chambre.
- Le matériau drainant est déversé dans la chambre, sur une épaisseur correspondant à la moitié de la chambre dans un premier temps.
- Une tranchée d'accès est creusée dans laquelle un drain perforé de diamètre 200 mm est positionné, avec une légère pente (1 à 2 %). Un drain d'alimentation plein, de diamètre 160 mm, est ensuite positionné dans le drain perforé.
- Le remplissage de la chambre est complété avec le matériau drainant.
- Une couche de terre est finalement placée sur la surface de la chambre, afin de faciliter le positionnement du matériel de suivi géophysique.

Deux dispositifs expérimentaux ont été mis en place (Figure 79) afin :

(1) Dispositif N°1 : de vérifier la fiabilité technique et dimensionner le système ainsi que son instrumentation : pour cela, 3 chambres d'injection ont été mises en place sur la couche 3 (ce qui correspond à une hauteur de 10,5 m de déchets). Après recouvrement par du déchet suite au remplissage du casier, ce dispositif n'a plus été utilisable. Les résultats des tests réalisés sur ce dispositif ne sont pas présentés en détail ici ; seules les conséquences sur la configuration du suivi géophysique sont utilisées.

(2) Dispositif N°2 : d'étudier le comportement des systèmes d'injection sur le plus long terme : pour cela, 8 chambres d'injection ont été installées sur la couche finale (ce qui correspond à une hauteur de 28 m de déchets).

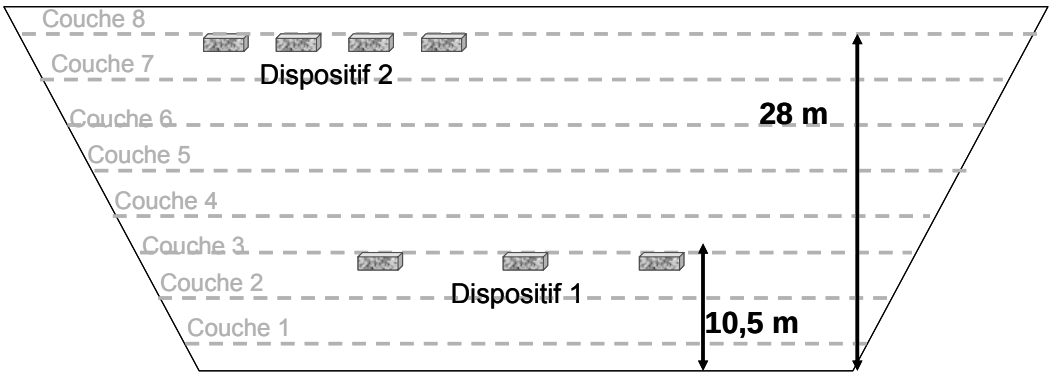
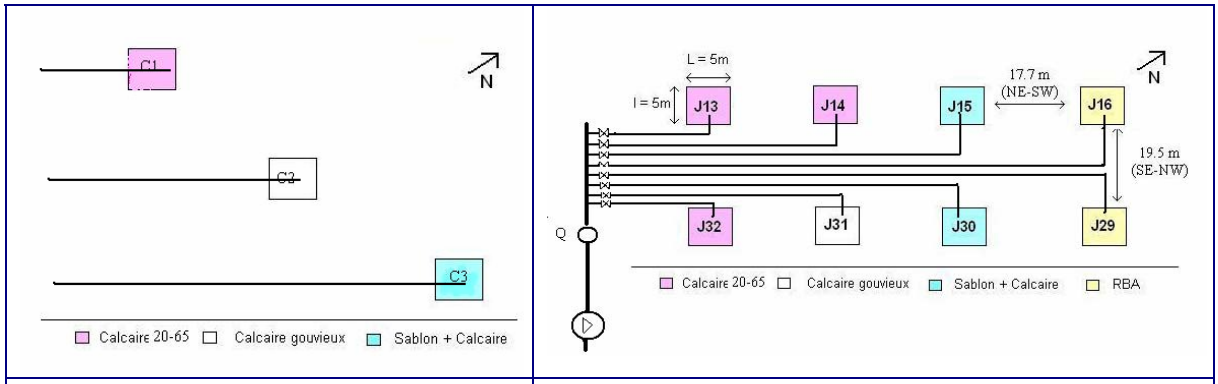


Figure 79 : Positionnement des dispositifs N°1 et N°2 au sein du casier : vue en coupe

Le positionnement des chambres ainsi que leurs dimensions et types de matériaux drainants sont présentées dans le Tableau 42 et la Figure 80. Les différents matériaux utilisés sont soit des matériaux présents sur le site (exploités au niveau de la carrière), soit des déchets reçus et stockés habituellement dans les casiers. La perte en vide de fouille associée au

remplissage des chambres par du matériau drainant étant en effet non négligeable, il est préférable d'utiliser un matériau de récupération ou considéré comme un déchet. En effet, en considérant des chambres de 25 m^3, espacées de 20 m bord à bord et positionnées en surface d'un casier de 30 m de haut, le volume total occupé par les chambres représente environ 1 $\%_{vol}$ du casier global.



a). Dispositif N°1 (Couche 3) | b). Dispositif N°2 (Couche 8)

Figure 80 : Positionnement des chambres d'injection a). Dispositif N°1 et b). Dispositif N°2

La plupart des matériaux de remplissage des chambres sont en calcaire. Bien que ce matériau ne soit pas conseillé dans la littérature, il est disponible sur l'ISDND et il semble intéressant de le tester. Le lixiviat injecté pour ces tests étant basique, il n'y a pas de risque de dissolution du matériau.

La différence entre le calcaire 20-65 mm et le calcaire de Gouvieux réside dans une plus grande friabilité du second ; il est donc possible que celui-ci se dégrade plus vite et ait des qualités drainantes moindres, cependant étant moins valorisé que le premier, il semble intéressant de le tester pour cette utilisation. De même, le RBA (Résidu de Broyat Automobile) contient beaucoup de fines et risque d'avoir des propriétés hydrauliques moins intéressantes, mais il s'agit d'un déchet non valorisé. Enfin, une couche de sablon compacté, de perméabilité moindre que le gravier, a été ajoutée sur certaines chambres, dans le but de ralentir la circulation du lixiviat au sein de la chambre pour une meilleure répartition avant relargage dans le déchet.

La porosité des matériaux de remplissage est une donnée importante, puisqu'elle détermine le volume utile des chambres, défini comme le volume de lixiviat susceptible d'être emmagasiné par la chambre ; ce volume utile V_u est calculé selon l'Equation 42. Une mesure grossière de porosité est réalisée pour les matériaux Calcaire 20-65, Calcaire Gouvieux et Sablon : après positionnement du matériau dans un bac d'1 m^3, le volume des vides est calculé par mesure du volume d'eau à ajouter pour remplir le bac. Pour le matériau RBA, aucune mesure n'ayant été réalisée, la porosité est supposée égale à celle du calcaire 20-65.

Équation 42 $V_u = \varepsilon \times h_{Chambre} \times L_{Chambre} \times l_{Chambre}$

Avec : V_U : Volume utile de la chambre (m^3)
ε : Porosité du matériau drainant (%)
$h_{Chambre}$: Hauteur de la chambre (m)
$L_{Chambre}$: Longueur de la chambre (m) (dimension Ouest-Nord)
$l_{Chambre}$: Largeur de la chambre (m) (dimension Sud-Est)

Tableau 42 : Dimensionnement et positionnement des chambres d'injection

Chambre	Matériau drainant	Longueur L (m)	Largeur l (m)	Hauteur h (m)	Porosité ε (%)	Volume utile V_u (m^3)
Dispositif N°1						
C1	Calcaire 20-65 mm	5	5	2	45	22 ,5
C2	Calcaire Gouvieux	5	5	2	42	21,0
C3	Sablon + calcaire 20-65	5	5	2	37	18,5
Dispositif N°2						
J13	Calcaire 20-65 mm	6	5,0	1	45	13,5
J14	Calcaire 20-65 mm	5,8	5,4	1	45	14,1
J15	Sablon + calcaire 20-65	5,7	5,6	1	37	11,9
J16	RBA	6,1	6,0	1	45	16,5
J32	Calcaire 20-65 mm	6,3	6,6	1	45	18,7
J31	Calcaire Gouvieux	5,7	6,1	1	42	14,6
J30	Sablon + calcaire 20-65	5,1	5,6	1	37	10,7
J29	RBA	6,7	6,1	1	45	18,4

Chaque chambre a une alimentation indépendante, avec une vanne de réglage du débit. L'injection est réalisée par pompage dans un bassin de lixiviat (800 m^3). La pompe immergée utilisée (débit nominal de 80 m^3) permet un débit maximum de 30 $m^3.h^{-1}$ au niveau des drains d'alimentation de chaque chambre. Le débit instantané et le volume cumulé injecté sont comptabilisés grâce à un débitmètre à ultrasons CONTROLTRON System 1010 Uniflow, positionné sur le collecteur principal.

Drains d'alimentation du dispositif N°2 (8 chambres)

Débitmètre à ultrasons sur le collecteur principal

Figure 81 : Drains d'alimentation des chambres d'injection test

Au total, sept campagnes d'injections ont été réalisées sur les 8 chambres du dispositif N°2 ; elles sont récapitulées dans le Tableau 43. Après la campagne A, J 29 a été endommagée (passage d'engins à proximité), ce qui explique pourquoi une injection unique a été réalisée pour cette chambre. Afin de pouvoir comparer les chambres entre elles, les volumes cumulés injectés sur les différentes chambres sont similaires, seule la chambre J 13 a reçu un volume plus important (injections répétées) pour tester son comportement sur le plus long terme. Dans la mesure du possible (campagnes D à G), les injections sont réalisées selon une injection type, qui correspond au remplissage d'une fois le volume utile de la chambre, en une heure. Avec un volume utile moyen d'environ 15 m^3 pour les chambres du dispositif N°2, un débit de 15 $m^3.h^{-1}$ est donc fixé. Pour certaines chambres, il n'a pas été possible d'injecter une telle quantité (cf. suivi du niveau des piézomètres, paragraphe IV.1), et les volumes injectés par campagnes sont de ce fait plus faibles.

Tableau 43 : Récapitulatif des injections réalisées sur les 8 chambres du dispositif 2

Campagne	Date	Chambre	Matériau	Débit moyen ($m^3.h^{-1}$)	Volume (m^3)	Volume cumulé (m^3)
A	28/06/2007	J13	Calcaire 20-65 mm	25	9,6	9,6
B	10/07/2007			27	45,0	54,6
C	28/08/2007			20	50,0	104,6
C2	29/08/2007			20	15,0	119,6
D	20/09/2007			20	35,4	155,0
E1	21/09/2007			16	11,8	166,8
E2	26/09/2007			15	15,0	181,8
F1	08/11/2007			20	20,1+9,0	210,9
F2	14/11/2007			15	11,3	222,2
F3	15/11/2007			15	6,9	229,1
G	11/02/2008			15	13,7	242,8
A	04/07/2007	J32	Calcaire 20-65 mm	25	20,0	20,0
B	09/07/2007			25	20,0 + 15,0	55,0
D	26/09/2007			15	15,0	70,0
F	13/11/2007			15	9,5	79,5
G	14/02/2008			15	4,0	83,5
A	21/06/2007	J 14	Calcaire 20-65 mm	25	9,2	9,2
B	07/08/2007			20	45,0	54,2
D	21/09/2007			16	15,0	69,2
F	12/11/2007			15	15,0	84,2
G	13/02/2007			15	15,0	99,2
A	06/07/2007	J 31	Calcaire Gouvieux	25	20,0	20,0
B	08/08/2007			25	35,0	55,0
D	26/09/2007			15	15,0	70,0
F	13/11/2007			15	16,6	90,0
G	14/02/2008			15	15,0	105,0
A	02/07/2007	J 30	30 cm sablon + calcaire 20-65	24	20,0	20,0
B	08/08/2007			20	35,0	55,0
D	25/09/2007			11	15,0	70,0
F	14/11/2007			15	14,6	84,6
G	14/02/2008			15	15,0	99,6
A	20/06/2007	J 15	30 cm sablon + calcaire 20-65	25	8,8	8,8
B	07/08/2007			20	46,0	54,8
D	24/09/2007			15	15,1	69,9
F	12/11/2007			15	12,4	82,3
G	13/02/2008			15	11,5	93,9
A	22/06/2007	J 16	RBA	25	9,2	9,2
B	07/08/2007			18	44,0	53,2
D	25/09/2007			9	15,4	68,6
F	12/11/2007			13	13,1	81,7
G	13/02/2008			15	7,0	88,7
A	13/07/2008	J 29	RBA	21	20,0	20,0

Avant chaque campagne d'injection, un échantillon de lixiviat est prélevé au niveau du bassin pour analyse de pH et conductivité. Il est considéré que la faible quantité de lixiviat injectée par chambre (15 m^3) pour chaque injection ne modifie pas les caractéristiques du lixiviat total au sein du bassin (800 m^3) : la qualité du lixiviat n'évolue donc pas pour une campagne donnée. Les résultats des analyses (Tableau 44) indiquent que la qualité du lixiviat est similaire pour les différentes campagnes réalisées : légèrement basique (pH moyen de 8) et avec une conductivité très faible (de l'ordre de 5000 µS/cm). Une analyse complémentaire a été réalisée lors de la campagne F, à l'aide de kit de détermination rapide Hach Lange (analyses non normalisées) : mesure de l'azote total (N_t), de l'ammoniac (NH_4^+), du chlore (Cl^-) et de la Demande Chimique en Oxygène (DCO).

Tableau 44 : Caractéristiques du lixiviat injecté pour chaque campagne

Campagnes d'injection	**Caractéristiques du lixiviat injecté**						
	Aspect (couleur)	pH	Conductivité ($\mu S.cm^{-1}$)	NT ($mg.l^{-1}$)	$NH4^+$ ($mg.l^{-1}$)	Cl^- ($mg.l^{-1}$)	DCO ($mg.l^{-1}$)
A, B et C	Marron -Noir	7,8	6 200				
D et E	Marron –Noir	8,2	2 000				
F	Marron –Noir	7,8	6 050	374	307	710	653
G	Marron -Noir	8,0	3 300				
Moyenne	**Marron -Noir**	**8,0**	**5 010**				

III.1.5 Instrumentation : suivi de la répartition de l'humidité

Le paramètre majeur pour vérifier l'efficacité d'un système d'injection est la répartition du lixiviat injecté dans le massif de déchets. En effet, afin d'éviter des zones non ou peu atteintes par la recirculation qui se dégraderaient moins vite, il est primordial de dimensionner le système de manière à obtenir une répartition homogène de l'humidité.
Deux approches peuvent être considérées pour assurer le suivi de cette répartition :

(1) Mesure de valeurs absolues de la teneur en eau du déchet et suivi de leur évolution avec les injections
(2) Suivi des fronts d'infiltration à travers la variation d'humidité dans le massif de déchets

Seule une méthode directe par forage et prélèvement de déchets permet d'atteindre le premier objectif. En effet, du fait de l'hétérogénéité du déchet, toutes les méthodes nécessitant un étalonnage des appareils de mesure (telles que les sondes TDR, les sondes à neutrons, ou de résistivité) ne sont pas applicables à l'échelle du site pour obtenir une valeur absolue de l'humidité (ADEME, 2006b ; Imhoff et al., 2007).
Cependant, les mesures directes sont d'une part ponctuelles (tant spatialement que temporellement) et d'autre part destructives. Elles ne permettent donc pas un suivi quotidien et précis de l'efficacité d'un système d'injection.
Le second objectif -suivi des fronts d'infiltration- parait de ce fait plus adapté à un suivi régulier, puisqu'il permet d'avoir une vision globale de la répartition d'humidité dans le massif de déchets et de son évolution. Différentes méthodes peuvent être utilisées pour cela, notamment des sondes qui permettent de détecter la présence ou non de liquide par variation de mesure entre un temps avant recirculation et pendant la recirculation : variation de température, de résistivité, de capacité électrique… Cependant, Yuen et al. (2000) soulignent l'importance d'avoir une mesure représentative d'un large volume. La plupart des mesures discrètes sont réalisées sur un volume investigué relativement faible. Les sondes à neutrons, par exemple, ont un rayon d'influence variant entre 150 mm dans un sol humide et 700 mm dans un sol sec (Gardner, 1986). Ainsi, une méthode intégratrice et non

destructive semble plus adéquate pour un suivi de front d'infiltration. La principale méthode de suivi retenue pour cette étude est une méthode géophysique, dite des panneaux électriques.

A partir de ces considérations issues de la littérature, les avantages et inconvénients des différentes méthodes sont présentées de manière simplifiée dans le Tableau 45.

Tableau 45 : Synthèse des principales méthodes de suivi de l'humidité

Méthode de suivi	Avantages			Objectif du suivi	
	Méthode non destructive	Méthode globale	Méthode continue temporellement	Mesure d'humidités absolues	Suivi des fronts d'infiltration
Echantillonnage/ forage	Non	Non	Non	Adaptée	Non Adaptée
Sondes TDR	Non	Non	Oui	Non Adaptée	Adaptée
Sondes à Neutron	Non	Non	Oui	Non Adaptée	Adaptée
Gaz traceur	Oui	Oui	Oui	Non Adaptée	Adaptée
Panneaux électriques	Oui	Oui	Oui	Non Adaptée	Très Adaptée

III.1.5.1 Suivi géophysique

Principe de la méthode électrique

La méthode électrique est fondée sur la mesure d'une intensité et d'une différence de potentiel. Employée en surface, cela permet de déterminer la résistivité des terrains sous-jacents en réalisant un sondage de résistivité, dont le principe est de produire des circulations de courant de plus en plus profondément. Cette méthode consiste à injecter un courant dans un sol via deux électrodes d'injection (appelées communément A et B) et à mesurer la différence de potentiel résultante entre deux autres électrodes de potentiel (appelées communément M et N) (Figure 82).

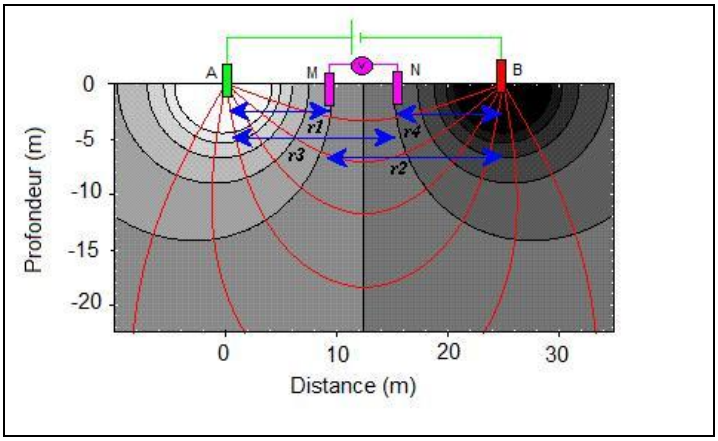


Figure 82 : Principe de la mesure électrique

Si le volume est homogène, la différence de potentiel est directement proportionnelle à la résistivité. Pour un demi-espace hémisphérique, avec des électrodes positionnées en surface, la résistivité du volume considéré s'écrit selon l'Équation 43.

Équation 43 $$\xi = \beta \frac{\Delta V}{I}$$

Avec : ξ : Résistivité (Ω.m)
ΔV : Différence de potentiel entre 2 électrodes (V)
I : Intensité du courant (A)
β : Coefficient géométrique dépendant du positionnement des électrodes (m)

Dans le cas où le milieu n'est pas homogène (ce qui est le cas pour quasiment tous les terrains), cette formule fournit une grandeur appelée résistivité électrique apparente ξ_a. La résistivité apparente est une valeur mesurée qui dépend de la structure électrique du sous-sol. En d'autres termes, le fait de mesurer une résistivité apparente pour un écartement d'électrode donné ne signifie pas que cette résistivité apparente est égale à la résistivité du milieu à une profondeur donnée par l'écartement des électrodes par exemple. La valeur de la résistivité apparente pour un dispositif géométrique donné résulte en fait des distributions de densité de courant qui s'établissent partout dans le sol lors de la mesure. Reconstituer la distribution de la résistivité dans toutes les parties du terrain est un processus d'interprétation, l'inversion, décrit plus loin.

Dans le contexte du bioréacteur, les lixiviats présentent une résistivité plus faible que les déchets puisqu'il s'agit d'un liquide et que leur teneur en ions est importante. Bien qu'il ne soit pas possible de connaître l'impact d'une recirculation sur l'humidité absolue des déchets à l'échelle d'un casier (à cause des problèmes de calibration dans un milieu très hétérogène et non stable), la répartition des lixiviats lors d'une injection peut être suivie en comparant un profil de résistivité à un instant pendant (ou après) l'injection à un profil de référence avant injection (Grellier, 2005). Le passage de lixiviat se traduit en effet par une diminution de la résistivité.

Panneaux électriques : dispositifs de mesure

La méthode des panneaux électriques, qui repose sur l'utilisation de flûtes constituées d'électrodes reliées à un appareil de mesure (résistivimètre) par des fils conducteurs et disposées en lignes, permet d'obtenir une mesure en 2D ou même en 3D, ce qui est particulièrement adapté pour suivre des fronts d'infiltration dans un massif de déchets hétérogène. La commutation des électrodes permet l'acquisition rapide de données en faisant varier l'écartement entre électrodes. Il s'agit d'une combinaison du sondage électrique et du profil électrique, ou de plusieurs sondages électriques les uns à côté des autres ou de plusieurs profils avec des écartements de dispositifs différents (Guérin et al., 2004). Un sondage électrique consiste à prospecter le terrain sur une même verticale en centrant un dispositif électrique sur cette verticale et en écartant progressivement les électrodes pour augmenter la profondeur d'investigation. Un profil électrique est une prospection horizontale à une profondeur constante (c'est-à-dire avec un écartement constant des électrodes, mais positionnement variable).

Différentes configurations d'électrodes existent, chacune ayant des caractéristiques propres, telles que la profondeur d'investigation, les sensibilités verticale et horizontale ou le rapport signal/bruit. Le choix du dispositif le plus approprié dépend de la structure du sous-sol, de la sensibilité du résistivimètre, de la puissance du signal à mesurer, du niveau de bruit de fond, et de la rapidité de la mesure souhaitée (Jolly et al., 2007).

Chaque mesure effectuée sur le terrain permet de calculer une résistivité apparente ξ_a, selon l'Équation 43. Ces mesures, attribuées de façon conventionnelle à des points du sous-sol

selon une pseudo-section de résistivités apparentes, ne sont pas représentatives des résistivités vraies de chaque élément du milieu ; elles intègrent en effet, pour une profondeur donnée, l'ensemble des résistivités des couches sus-jacentes. Pour obtenir une distribution de la résistivité du sous-sol en chaque point, les données doivent être inversées ; on parle alors de résistivités calculées ou interprétées. La représentation des données brutes de résistivité apparentes utilise la notion de « pseudo-profondeur » qui n'est en fait qu'une traduction de l'écartement des électrodes en équivalent profondeur. Cette convention dépend du type de dispositif et du logiciel d'interprétation employé, qui n'utilisent pas toujours la même convention.

Dans le cas d'une acquisition en ligne, on considère généralement les structures étudiées comme étant 2D, perpendiculairement à l'alignement des électrodes. La résistivité apparente pour un quadripôle donné est calculée selon l'Équation 43. Lors de l'interprétation, l'inversion considère que la configuration est telle que la Figure 83b. Si le milieu n'est pas 2D mais 3D (milieu variant fortement dans les trois dimensions (c'est le cas des chambres, qui ne sont pas infinies dans la longueur perpendiculaire au plan de mesure), les hypothèses d'interprétation (et l'orientation de la ligne de mesure) ne sont plus valides. Un maillage en 3D et une interprétation avec un logiciel 3D serait donc nécessaire pour s'affranchir de cette approximation, cependant, du fait de la lourdeur de sa mise en place, un tel dispositif n'a pas été retenu pour cette étude dans un premier temps. Ce biais potentiel, dont les effets sont difficiles à estimer, doit être gardé en mémoire pour l'interprétation des résultats après inversion.

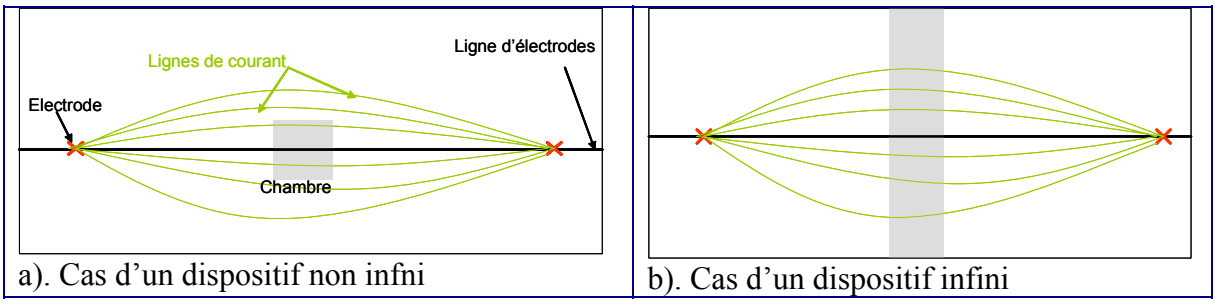


Figure 83 : Mesure de résistivité dans le cas a). d'un dispositif non infini et b). infini (vue de dessus)

Les quatre principaux dispositifs de mesure existant, ainsi que leur profondeur d'investigation et le positionnement de ξ_a sous le logiciel X2ipi sont présentés dans le Tableau 46.

Tableau 46 : Les quatre principaux dispositifs de mesure en 2D et leurs caractéristiques

Dispositif	Disposition des électrodes	Facteur β	Pseudo-profondeur selon X2ipi
Wenner α	A a M a N a B	2πa	AB/3
Pôle-Dipôle	B ∞ A na M a N O	2πn(n+1)a	AO
Dipôle-Dipôle	A a B na M a N O O'	πn(n+1)(n+2)a	OO'/2
Wenner – Schlumberger	A na M a N na B	πn(n+1)a	AB/2

Selon l'écartement des électrodes A, M, N et B, la profondeur atteinte n'est pas la même. La Figure 84 présente le cas d'un dispositif Wenner alpha. Lorsque l'espacement des électrodes est petit, la profondeur de sondage est faible et permet une bonne résolution des structures superficielles. L'augmentation de l'espacement permet d'augmenter la profondeur de sondage, mais diminue en revanche la résolution en profondeur.

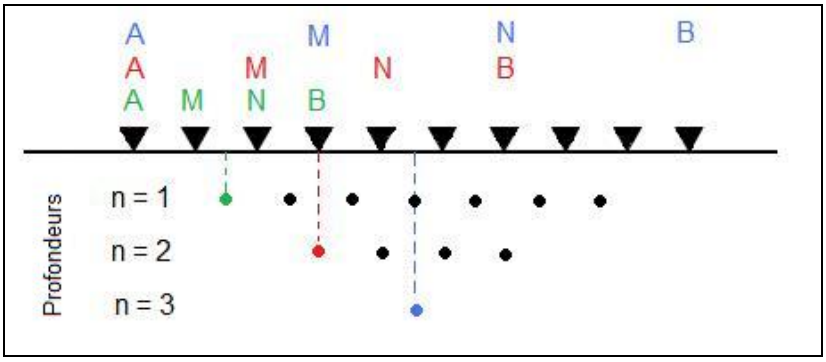


Figure 84 : Profondeurs selon l'espacement des électrodes (dispositif Wenner α)

Après réalisation de tests préliminaires avec différents dispositifs, un positionnement des électrodes de type dipôle-dipôle a été retenu pour cette étude. En effet, le temps d'acquisition des données est de 15 minutes pour ce dispositif alors qu'il atteint 40 minutes pour un pôle-dipôle, ce qui n'est pas acceptable pour suivre des injections durant environ une heure, puisque la résistivité du massif de déchets est susceptible de varier au cours de l'injection. Ce dispositif présente l'avantage d'une bonne résolution latérale (très sensible aux hétérogénéités de surface), mais une faible profondeur de pénétration. En effet, la profondeur d'investigation est fonction, entre autres, de l'espacement des électrodes (Reynolds, 1998) : pour un dispositif dipôle-dipôle, cette profondeur dépend de « na », alors que pour un Wenner α, il est lié à « AB/2 », soit la longueur totale du dispositif. De la Vega et al. (2003) couplent à un dispositif dipôle-dipôle un dispositif Wenner α afin d'avoir une meilleure résolution en profondeur. Ceci n'est pas possible dans notre cas (à cause des durées d'acquisition).

Le dispositif de suivi géophysique installé de manière définitive (i.e. le principal utilisé : pour les campagnes D, F et G) est composé de 6 flûtes de 24 électrodes, positionnées telles que présenté sur la Figure 85. Ce dispositif, placé en surface des chambres (plantées dans une couche de sablon d'environ 30 cm) traverse les chambres en leur centre, du Sud-Ouest au Nord-Est. Une acquisition est réalisée à partir de 2 flûtes, soit 48 électrodes. Ainsi, les flûtes 1 et 2 sont utilisées pour suivre l'évolution d'une injection au niveau des chambres J13 et J14, et les flûtes 2 et 3 pour une injection au niveau de J15 ou J16.

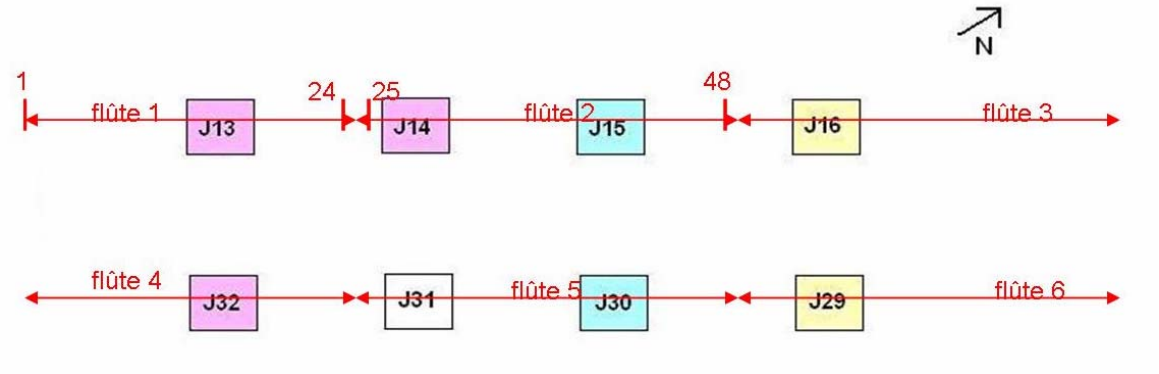


Figure 85 : Positionnement des flûtes de 24 électrodes pour le suivi géophysique

Après la campagne D, le dispositif a dû être enterré sous 2 m de couverture de terre. Les électrodes ne sont donc plus dans un milieu semi-infini en surface (air) et une partie du courant injecté peut se propager au sein de la couverture, et non plus dans le déchet uniquement. Cependant, le déchet étant moins résistif que la terre (résistivités de l'ordre de 15 et 100 Ω.m respectivement), on peut considérer que la majorité du courant induit se propage dans le déchet. Cette hypothèse devrait être vérifiée par une modélisation.

L'acquisition est réalisée à partir d'un résistivimètre SYSCAL PRO (IRIS INSTRUMENT) (Figure 86).

Figure 86 : Electrode géophysique et dispositif d'acquisition

Interprétation : Inversion

Pour déterminer la résistivité « vraie » du sous-sol, que l'on appellera alors résistivité calculée, il est nécessaire d'utiliser des logiciels d'inversion, tels que Res2DInv, SensInv2D, etc. L'inversion consiste à trouver un modèle numérique de résistivité en 2D qui, soumis à des injections virtuelles de courant identiques à celles pratiquées sur le terrain, donnerait les mêmes résistivités apparentes que celles mesurées sur le terrain. Les méthodes d'optimisation utilisées dans les logiciels d'inversion modifient un modèle initial de manière itérative afin de diminuer la différence entre les valeurs mesurées et calculées.
Res2DInv (Loke et Barker, 1996) est, à l'heure actuelle, le logiciel d'inversion de panneaux électriques le plus utilisé par les géophysiciens. Les différentes étapes de la méthode d'inversion sont les suivantes (Figure 87) :

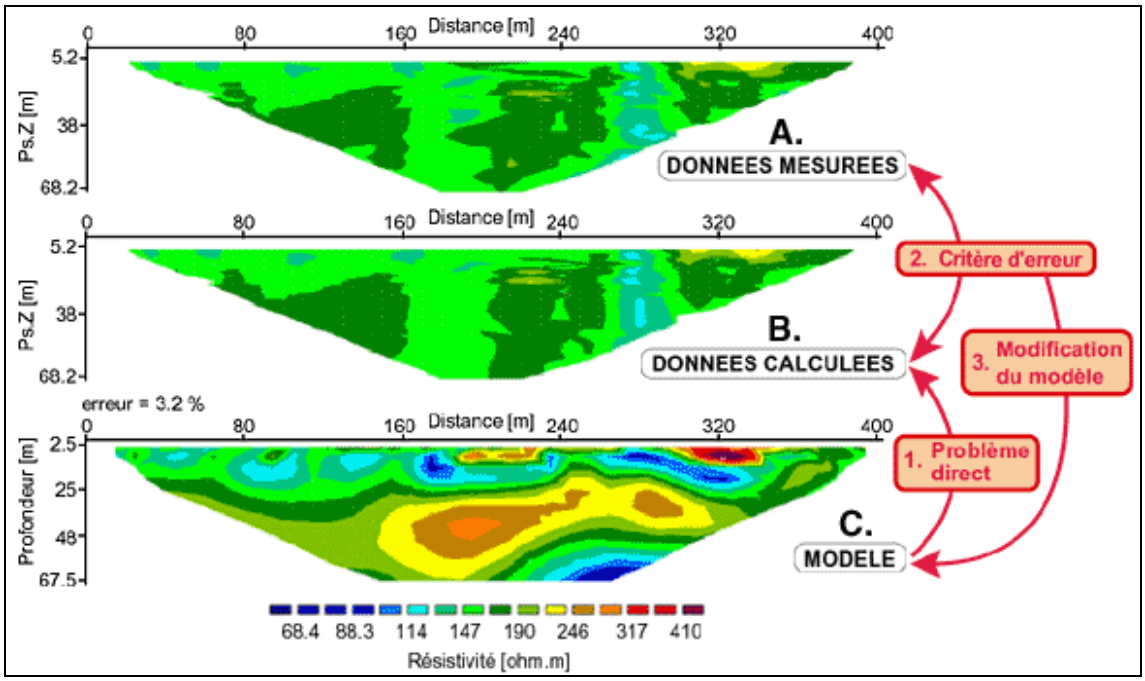


Figure 87 : Inversion par méthode itérative en tomographie 2D (d'après le logiciel Res2DInv)

- Etape 1 : Un modèle C est tout d'abord élaboré, soit à partir des données de résistivités apparentes mesurées A (un terrain homogène est utilisé comme modèle initial, avec par défaut une résistivité égale à la moyenne des résistivités apparentes mesurées), soit à partir d'informations *a priori* entrées par l'utilisateur. L'utilisation de Res2DInv repose sur l'hypothèse que le terrain au droit de la ligne d'électrodes peut être modélisé en 2D. A partir de la position des électrodes de surface, Res2DInv définit un maillage constitué de blocs infiniment longs dans la direction perpendiculaire au plan vertical défini par la ligne d'électrodes. Ces parallélépipèdes sont par défaut de plus en plus hauts (la hauteur des couches augmente géométriquement avec la profondeur), et leur largeur croît du centre du modèle vers les bords du modèle. Ainsi, sur les côtés et dans le fond du panneau, le sous-sol est moins bien défini qu'en surface où les blocs sont plus petits (la résolution des méthodes électriques diminue avec la profondeur ou l'écartement des électrodes). A l'intérieur de chacun de ces blocs, le logiciel attribue, à partir des points de mesure, une valeur de résistivité apparente. Par défaut, l'augmentation de taille des blocs est généralement de 10 % ou de 25 % suivant le nombre de points et de niveaux d'acquisition du profil en question. Elle peut cependant être modifiée manuellement par l'utilisateur pour définir un maillage plus fin. A l'intérieur de chacun de ces blocs, le logiciel attribue, à partir des points de mesure, une valeur de résistivité apparente
- Etape 2 : L'algorithme calcule ensuite la réponse de ce modèle en effectuant une "acquisition fictive" : on obtient alors le profil de résistivités apparentes calculé B.
- Etape 3 : L'algorithme détermine alors le degré de différence entre les données mesurées A et le profil calculé B. Le modèle est ensuite modifié dans le but de diminuer le degré de différence (erreur) entre A et B. L'opération est alors répétée de manière itérative jusqu'à ce que le processus converge (c'est-à-dire que l'erreur ne diminue plus de manière significative).

Afin de minimiser la fonction objectif qui calcule le changement des valeurs de résistivité du modèle qui diminuera l'erreur, la méthode des moindres carrés linéarisés est utilisée. Cette méthode des moindres carrés utilisée seule peut conduire à des variations très larges

et non réalistes des résistivités du modèle (correspondant à des divergences locales). Pour éviter cela, il est possible d'introduire un facteur d'amortissement (méthode de ridge regression, ou par moindres carrés lissés).

La pertinence du modèle proposé s'évalue mathématiquement à partir du calcul de l'erreur RMS (root-mean-squared), qui correspond à l'erreur entre les résistivités apparentes calculées à partir de ce modèle et les résistivités apparentes mesurées sur le terrain. Bien que cette mesure soit une bonne indication de la qualité d'un profil, ce n'est pas toujours l'itération qui a la plus faible erreur RMS qui donne le profil le plus juste géologiquement. En général, le modèle le plus fiable est celui qui se situe juste après l'itération ou l'erreur RMS ne change plus de manière significative (< 0,5 % d'amélioration), ce qui est habituellement le cas entre 3 et 6 itérations. Descloitres et al. (2008b) montrent que le modèle fiable peut même être obtenu après 2 itérations seulement.

Les paramètres d'inversion sélectionnés dans le logiciel Res2DInv pour cette étude, sont présentés dans Tableau 47. Ils sont identiques à chaque jeu de données.

Tableau 47 : Paramètres d'inversion sélectionnés pour l'utilisation de RES2DInv

Paramètre	Option sélectionnée
Type de discrétisation	Différences finies, discrétisation triangulaire
Maillage	Maillage le plus fin
Epaisseur des blocs discrétisés	Augmentation de 10 % de l'épaisseur avec la profondeur
Largeur des blocs discrétisés	Largeur équivalente à la moitié de l'espacement inter électrodes
Contrainte de lissage	Méthode des moindres carrés linéarisés
Nombre d'itérations	3

Le résultat de l'inversion n'est cependant pas une solution unique. En effet, plusieurs modèles de résistivité interprétée peuvent donner les mêmes résistivités apparentes. Ce principe d'équivalence a été formalisé par les lois de Hummel. Ainsi, en 1D par exemple, pour modéliser un terrain composé d'une couche conductrice C et d'une couche plus résistante R, les deux solutions de la Figure 88 sont équivalentes, si les rapports $\frac{e_2}{\xi_2}$ et $\frac{e'_2}{\xi'_2}$ sont égaux. La solution du modèle dépendra donc du maillage sélectionné.

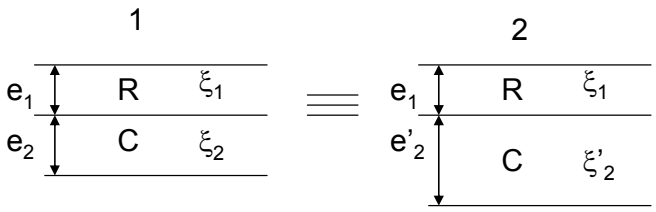


Figure 88 : Principe d'équivalence

Il est donc recommandé de mesurer en parallèle des données hydrogéologiques de terrain, telles que des épaisseurs d'interfaces électriques, des valeurs de résistivités vraies obtenues à partir de sondage ou directement le passage de l'écoulement à l'aide de piézomètres (Jolly et al., 2007 ; Descloitres et al., 2008a). Ces données peuvent servir à contraindre le modèle d'inversion et à calculer une solution plus proche de la réalité. Pour cela, deux méthodes sont employées dans cette étude :

- des lysimètres situés sous les chambres d'injection, afin de vérifier la profondeur du bulbe d'injection ;
- des piézomètres au niveau des chambres d'injection, pour suivre leur remplissage.

III.1.5.2 Lysimètres

Principe général de fonctionnement des lysimètres

L'objectif recherché lors de l'utilisation de lysimètres est d'étudier le comportement de l'eau et de ses solutés lors de leur parcours dans une matrice solide, en quantifiant un volume de liquide reçu par unité de surface et en le qualifiant par la prise d'échantillons pour analyser leur composition.
Les lysimètres sont composés généralement d'une cuve étanche à parois verticales, ouverte en surface, et dont le fond laisse percoler les liquides à l'aide de matériaux drainants, afin de pouvoir les collecter par la suite. Au-dessus du matériau drainant, la cuve est de préférence remplie du même type de milieu poreux que celui du terrain avoisinant, afin de ne pas perturber les flux (Figure 89). Les lysimètres sont placés soit en surface de sorte à étudier le comportement du milieu poreux à l'intérieur du lysimètre, soit en profondeur (quelques mètres) de manière à étudier le milieu poreux situé au dessus de ceux-ci. L'eau issue des précipitations ou les substances chimiques injectées dans le milieu poreux percolent dans le lysimètre jusqu'à atteindre le fond de celui-ci. Le liquide est ensuite drainé en dehors du lysimètre, puis collecté (à l'aide d'une pompe de relevage dans le cas des lysimètres en profondeur). Le liquide recueilli peut être ensuite quantifié et analysé selon le type d'objectif de l'étude.

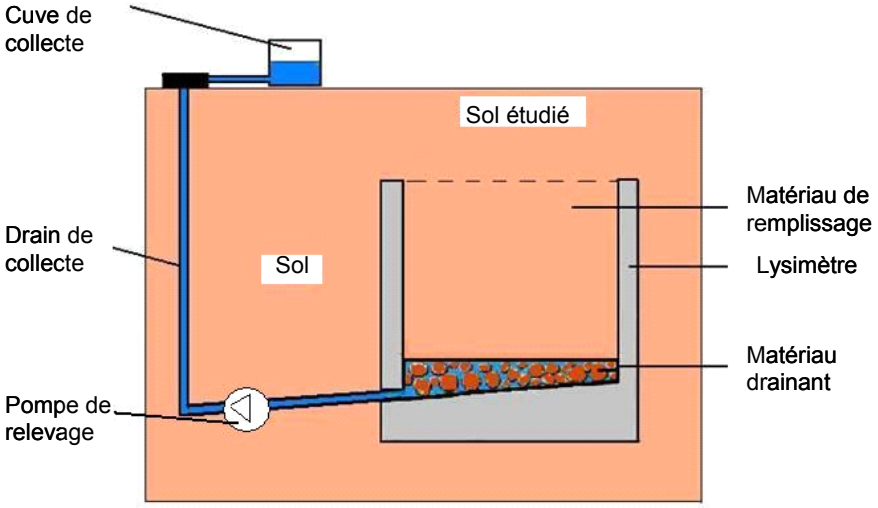


Figure 89 : Schéma de principe d'un lysimètre

Concernant le dimensionnement des lysimètres, des précautions issues de la science des sols sont à prendre, afin de ne pas perturber les écoulements :

- l'épaisseur de la paroi du lysimètre ne devrait pas excéder 5 % de la surface interne du lysimètre (Aboukaled et al., 1982) ;
- la taille des lysimètres doit être suffisante pour limiter les effets d'écoulement le long des parois (Bergström, 1990) ;
- le positionnement de plus d'un lysimètre permet de faire des répétas de mesures et d'étudier différents types de milieux poreux (Hermsmeyer et al., 2002) ou des milieux poreux ayant subi des traitements différents (Cameron et al., 1996) ;
- le remplissage des lysimètres avec une matrice poreuse doit être réalisé avec soin dans le but de créer des conditions représentatives des situations réelles d'écoulement à l'intérieur du lysimètre. Il existe deux méthodes : cloisonner le milieu poreux non remanié dans un container ou remplir le container par du sol remanié (Bergström,

1990). Cette dernière est plus facile à réaliser ; cependant, beaucoup de différences existent quant au mouvement de l'eau et des solutés entre les deux techniques. Il est préférable de remplir le container avec le même matériau que le milieu environnant, en essayant de garder la même densité qu'un matériau non remanié (Bergström, 1990), ceci afin d'éviter des tassements internes au container par rapport au milieu.

- la zone environnant les lysimètres peut avoir des interactions gazeuse ou liquide avec celui-ci ; il est donc nécessaire de positionner le lysimètre au sein d'une zone tampon de taille suffisante, et dont les propriétés sont identiques à celles du milieu poreux à étudier (au dessus du lysimètre).

Exemples d'applications dans des casiers d'ISDND

Rosqvist et al. (1997) et Zhao et al. (2003 et 2008) ont utilisé ce type d'instrumentation dans le déchet, pour le suivi d'injection. Les configurations installées et les principaux résultats obtenus sont présentés dans le Tableau 48.

Tableau 48 : Exemples d'application des lysimètres pour le suivi d'injections

	Rosqvist et al. (1997) ; Öman et Rosqvist (1999) ; Rosqvist et Destouni (2000)	**Zhao et al. (2003) ; Zhao et al. (2008)**
Nombre de lysimètres installés	9	48
Dimensions	0,5 x 0,5 m ; h = 0,3 m Volume = 87 l	Diamètre 0,22 m ; h = 0,28 m Volume = 14 l
Matériau du lysimètre	Acier Drains de collecte en téflon de diamètre 20 mm	PEHD moulé ; test de résistance à une charge de 0,7 t.
Matériau de remplissage	Gravier	Lysimètre vide, protégé d'une grille ; du gravier est placé sur la grille
Echelle de l'essai	Casier expérimental de 540 m^3, profondeur 4 m	Casier de 56 800 m^3, profondeur 18 m
Positionnement : profondeur	3 profondeurs différentes : 0,5 ; 1,5 et 2,5 m sous l'injection	Profondeurs entre 1,5 et 3 m
Test réalisé	Injection d'un traceur (Lithium)	Injection de lixiviats
Résultats obtenus	Collecte de lixiviat dans 8 des 9 lysimètres ; Détection de chemins préférentiels ; Mise en évidence de double porosité	Collecte de lixiviat dans un lysimètre sur deux ; Qualité du lixiviat collecté = qualité du lixiviat injecté

Etude préliminaire : dimensionnement de lysimètres

Préalablement à cette étude, des lysimètres ont été mis en place sur un autre site afin de tester la faisabilité technique (facilité de mise en place, robustesse à l'enfouissement).
Ces lysimètres sont constitués d'une cuve d'1 m^3, dont les parois en PVC sont renforcées par un grillage métallique (Figure 90). La collecte du lixiviat se fait en fond de cuve, un drain en PEHD y est connecté par des raccords étanches de type agricole, en PEHD. Les lysimètres étant positionnés au centre du casier, des drains de collecte doivent le traverser pour atteindre les cuves de collecte en dehors du casier ; pour cela, une tranchée est creusée avec une pente de 5 %, à partir des lysimètres jusqu'à l'extrémité du casier (20 m). La tranchée est ensuite rebouchée par ajout de déchets. Une fois ces opérations effectuées, un test de fuite a été réalisé : les lysimètres sont remplis d'eau, et le volume collecté est mesuré. Le volume collecté pour la plupart des lysimètres étant différent du volume injecté, des fuites au niveau des raccords des drains de collecte ont été suspectées. Le déchet les recouvrant a donc été retiré, afin de vérifier leur intégrité. Effectivement, des fuites ont été

détectées au niveau des raccords : bien que ce type de système soit couramment utilisé en milieu agricole pour réaliser des irrigations par exemple, la configuration particulière de cette étude (drains enterrés sous du déchet compacté, et positionnés avec un angle de traction) fragilisent les raccords. Il ne semble donc pas adapté pour cette application.

Figure 90 : Photos des lysimètres mis en place lors de l'étude préliminaire

Les lysimètres sont ensuite remplis d'une couche drainante de gravier (20 cm) puis de déchet. Afin de respecter les préconisations de la littérature (même matériau poreux dans le lysimètre que le milieu environnant), le déchet doit être compacté. Pour cela, une pelle mécanique est utilisée (Figure 91), mais la surface restreinte du lysimètre par rapport aux dimensions de l'engin rendent difficile le compactage, et des différences de compaction sont observées entre l'intérieur et l'extérieur du lysimètre. Ainsi, cette opération ne semble pas être totalement satisfaisante : des différences de propriétés liées à la structure poreuse du matériau existeront tout de même et les écoulements peuvent en être modifiés. Du fait des contraintes qu'elle entraine (difficulté de mise en place, risque de colmatage des lysimètres sur le long terme par le déchet se dégradant), le remplissage des lysimètres avec du déchet n'est donc pas retenu, un matériau neutre (type gravier) semble donc préférable.

Figure 91 : Compactage de déchet à l'intérieur d'un lysimètre à l'aide de la pelle mécanique

Description des lysimètres mis en place

A partir du retour d'expérience précédent, il a été choisi de construire les lysimètres à partir de drains en PEHD de diamètre 1 m et de hauteur 1 m (Figure 92). Un drain de collecte des lixiviats de diamètre 160 mm a été soudé en partie basse de chaque lysimètre pour la récupération des lixiviats. Ce type de raccord, couramment utilisé dans les ISDND a prouvé sa robustesse et son étanchéité.

Figure 92 : Photos des lysimètres installés

Deux lots de six (lot A) et huit (lot B) lysimètres ont été installés sur la couche 6 (correspondant à une hauteur de 21 m de déchets), respectivement sous les chambres J32 et J13. Leur positionnement est présenté dans le Tableau 49.

Tableau 49 : Distances des lysimètres aux chambres d'injection sus-jacentes

Distance par rapport au centre de la chambre	Lot A	Lot B
0 m	LA_0	LB_0
2 m	LA_2	LB_2
4 m	LA_4	LB_4a ; LB_4b ; LB_4c
8 m	LA_8	LB_8
12 m	LA_12	LB_12
17 m	LA_17	LB_17

Après avoir placé une couche d'un mètre de déchet sur la couche 6, une tranchée d'environ 20 m x 5 m a été creusée sur une hauteur de 1 m dans le déchet pour chaque lot. Une fine couche de sablon a ensuite été placée, afin d'assurer une meilleure stabilité des lysimètres lors de leur positionnement, sans toutefois contraindre les écoulements. Les lysimètres ont été positionnés avec une légère pente en direction du drain collecteur, afin d'assurer un écoulement du lixiviat. Suite au retour d'expérience précédent, les lysimètres sont remplis de gravier (diamètre 20 à 60 mm). Le gravier étant plus perméable que le déchet, il peut y avoir création de légers chemins préférentiels, ce qui peut tendre à surestimer les volumes de lixiviats collectés dans les lysimètres. Le gravier a également une densité de 1,9, supérieure à celle du déchet environnant (de l'ordre de 1 au maximum après compaction), ce qui peut causer des tassements différentiels des lysimètres, et risquer d'endommager le système de collecte de lixiviat.

Le drain collecteur de diamètre 160 mm traverse le casier avec une pente d'environ 1,5 % jusqu'au flanc ouest, ce qui induit environ 2 m de dénivelé entre le haut des lysimètres et le bas du collecteur au niveau du flanc (Figure 93). Ceci devrait permettre d'assurer un écoulement dans le cas de tassements différentiels au niveau du drain collecteur, dans la limite de 2 m de tassements.

Le drain de collecte est raccordé par un T à un drain en flanc de casier, de diamètre 200 mm. Ce drain en flanc de casier sert à l'évacuation des lixiviats, à l'aide d'une pompe. Une réserve d'un mètre a été laissée pour décanter les particules grossières des lixiviats qui pourraient endommager la pompe.

Du déchet est ensuite placé entre les lysimètres et compressé à l'aide d'une pelle mécanique. Les lysimètres sont par la suite recouverts de déchets (couches 7 et 8, Figure 93).

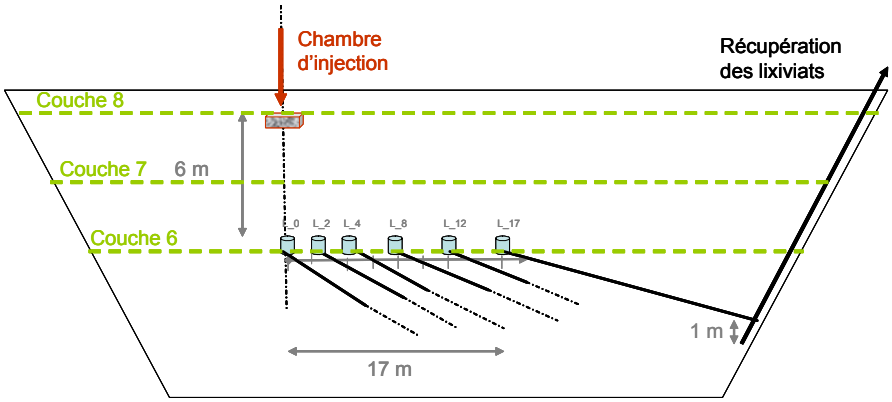


Figure 93 : Positionnement des lysimètres par rapport aux chambres d'injection

Le suivi de l'évolution du niveau de liquide collecté par les lysimètres est réalisé à l'aide d'une sonde de niveau piézométrique (lecture centimétrique, sur tube de diamètre 200 mm). Des échantillons sont prélevés pour analyses de pH et conductivité.

III.1.5.3 Piézomètres

Des piézomètres ont été installés aux 4 coins de chaque chambre, afin de suivre la montée du niveau de lixiviat au sein du matériau drainant lors de l'injection (Figure 94).

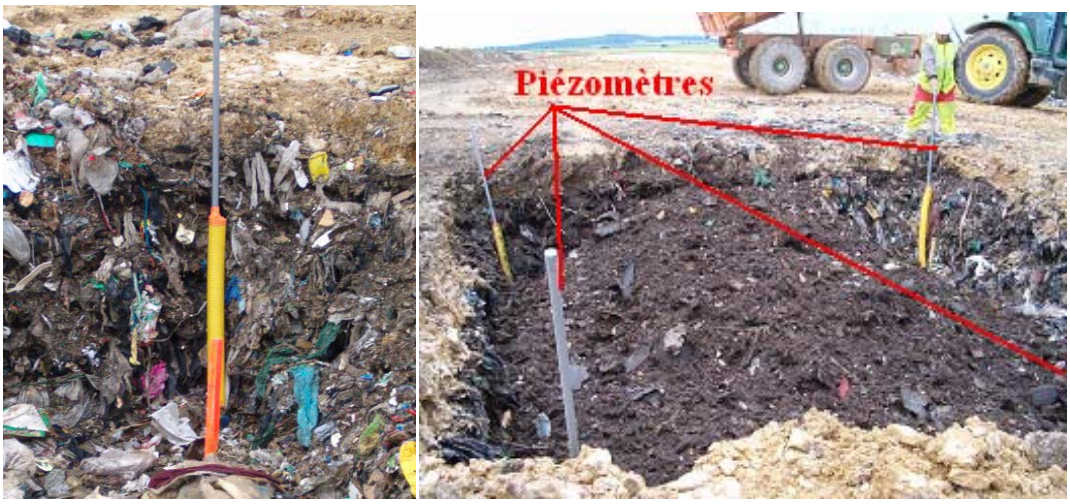


Figure 94 : Installation des piézomètres au niveau des chambres d'injection

Les piézomètres sont composés d'un tube PVC (gris) de deux mètres de haut, perforé sur 1 m (partie inférieure), et d'un tuyau crépiné (jaune) sur un mètre qui sert de protection lors du remplissage de la chambre par le matériau drainant. Les perforations latérales des tubes, avec un espacement constant, permettent à l'eau de s'écouler librement jusqu'à atteindre le niveau dit piézométrique, c'est-à-dire le niveau d'eau réel. Ils sont nommés selon leur position par rapport aux quatre coins cardinaux (Figure 80).

Lors d'une injection dans une chambre, le niveau des lixiviats dans chaque piézomètre est mesuré à l'aide d'une sonde de niveau d'eau.

IV Résultats

IV.1 Remplissage des chambres

Les courbes de suivi du remplissage et de la vidange des chambres lors des différentes campagnes d'injection sont présentées en Annexe 9 ; seules certaines courbes significatives seront commentées plus en détail dans ce paragraphe. Elles indiquent une hauteur de lixiviat dans les piézomètres, mais qui ne correspond pas forcément au niveau de remplissage de la chambre, le positionnement exact des piézomètres par rapport au fond de la chambre n'ayant pas pu être mesuré. Afin de pouvoir comparer les niveaux de lixiviat mesurés aux quatre coins de la chambre, les hauteurs sont normalisées par rapport au piézomètre le plus profond (Figure 95).

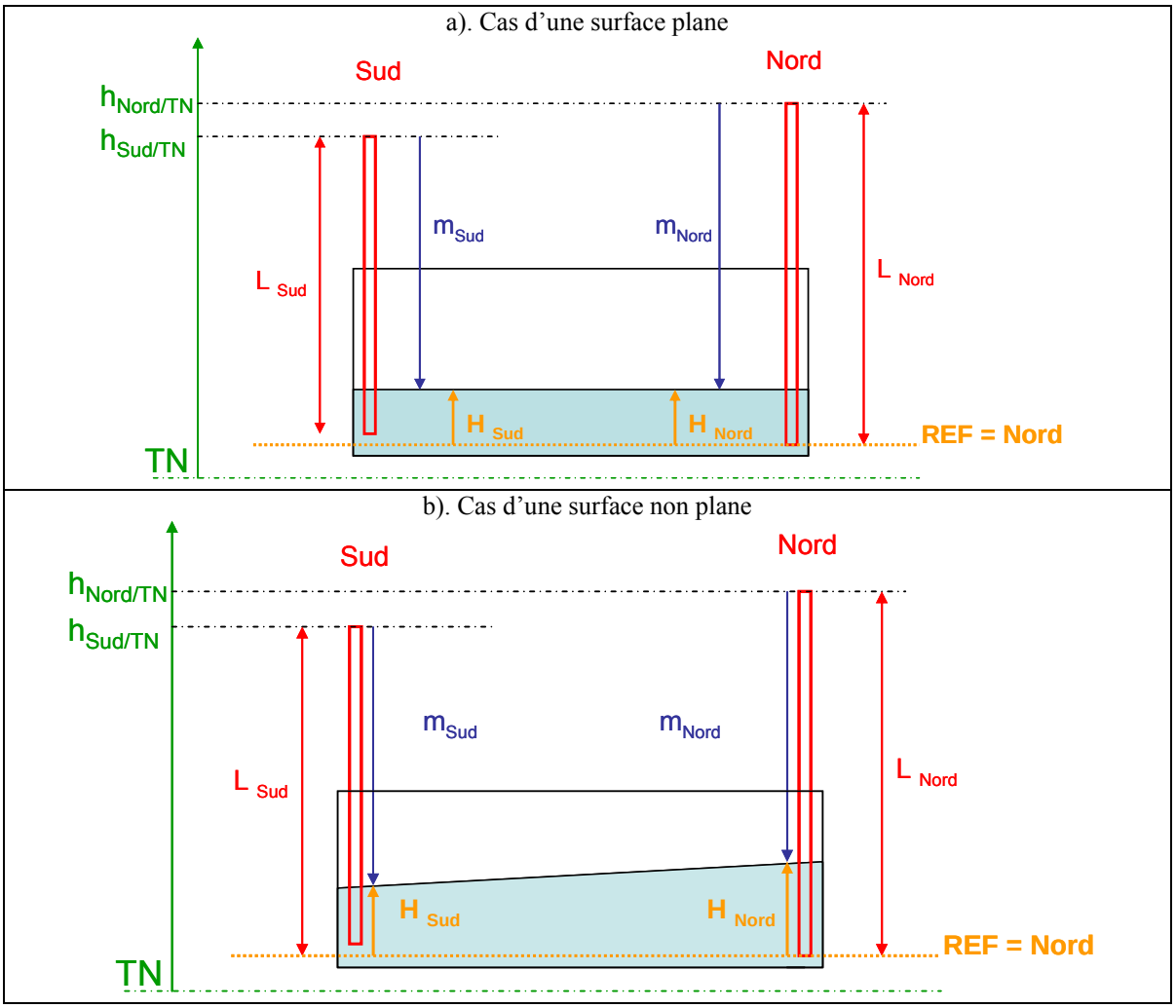


Figure 95 : Schéma de normalisation des hauteurs de lixiviat mesurées dans les piézomètres, a). Cas d'une surface plane ; b). Cas d'une surface non plane

En prenant comme référence le piézomètre Nord pour l'exemple de la Figure 95, les niveaux H_{Nord} et H_{Sud} dans les piézomètres sont calculés respectivement à partir de l'Équation 44 et de l'Équation 45.

Équation 44 HNord = LNord - mNord

Équation 45 HSud = LSud - mSud + (hNord/TN - LNord) - (hSud/TN – LSud)

Avec : H_{Nord} et H_{Sud} : les niveaux normalisés dans les piézomètres Nord et Sud respectivement
$h_{Nord/TN}$ et $h_{Sud/TN}$: les positions du haut des piézomètres par rapport au TN
L_{Nord} et L_{Sud} : les longueurs des piézomètres
m_{Nord} et m_{Sud} : les profondeurs de lixiviat mesurées avec la sonde de niveau dans chaque piézomètre

Par ailleurs, la quantité de lixiviat injectée en fonction du temps dans la chambre est représentée à partir d'une hauteur, appelée $H_{Sans\ Fuites}$ en considérant que tout le volume injecté reste emmagasiné au sein de la chambre. Le calcul de cette hauteur est basé sur l'estimation de la surface utile, selon l'Équation 46. La comparaison de cette hauteur $H_{Sans\ Fuites}$ et des niveaux des piézomètres permet d'évaluer la part de liquide qui s'infiltre à travers la chambre.

Équation 46
$$H_{sansfuites} = \frac{V_{Inj}}{S_{utile}} + H_r = \frac{V_{Inj}}{L_{Chambre} \times l_{Chambre} \times \varepsilon} + H_r$$

Avec : $H_{Sans\ Fuites}$: Hauteur sans fuites (m)
V_{Inj} : Volume injecté cumulé (m^3)
ε : Porosité du matériau drainant (%)
$L_{Chambre}$: Longueur de la chambre (m) (dimension Ouest-Nord)
$l_{Chambre}$: Largeur de la chambre (m) (dimension Sud-Est)
H_r : Hauteur résiduelle de lixiviat dans la chambre avant injection (m)

La comparaison des hauteurs $H_{Sans\ Fuites}$ ainsi calculées aux hauteurs relevées dans les piézomètres indique, pour certaines injections, des hauteurs piézométrique supérieures aux hauteurs théoriques. Ceci est valable notamment pour la chambre J32 (Figure 96b). Ce résultat, non possible physiquement, suggère une erreur dans la détermination de $H_{Sans\ Fuites}$ (qui peut être dû à une mauvaise estimation de la porosité) ou dans le calcul des hauteurs piézomètriques (référence non valide).

Cette approche permet cependant de mettre en évidence des comportements de remplissage et de vidange différents selon les chambres. Lors de la campagne A notamment, pour les mêmes conditions d'injection (matériaux drainants, débits injectés similaires, Tableau 43), J32 se remplit rapidement (environ 50 cm de lixiviat dans les quatre piézomètres après 10 m^3 injectés), alors que J13 et J14 ne se remplissent pas pour le même volume injecté (Figure 96). Ce résultat est d'autant plus remarquable que ces trois chambres sont proches.

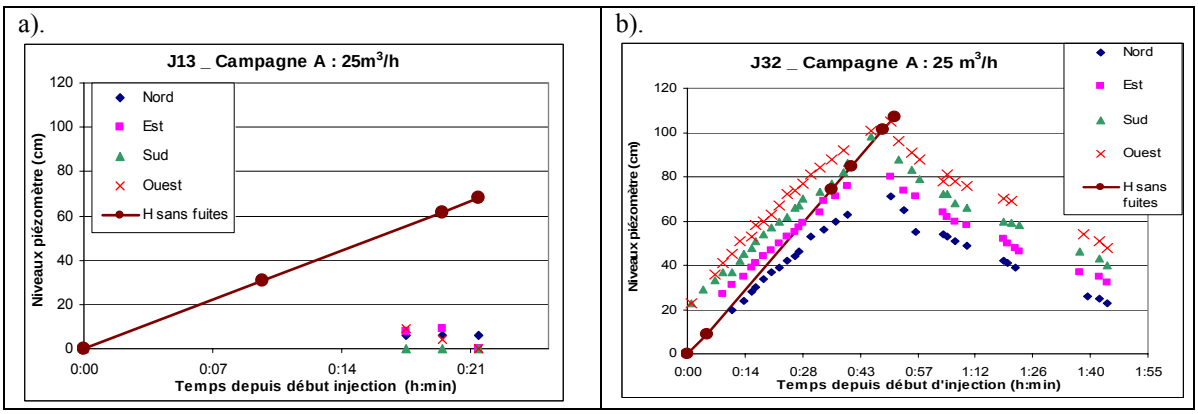


Figure 96 : Comparaison de deux injections similaires pour les chambres J13 (a) et J32 (b)

Par ailleurs, ce comportement évolue avec le temps, puisque certaines chambres qui ne se remplissent pas lors de la première injection voient leur niveau monter au cours des injections suivantes. C'est le cas notamment de la chambre J13 entre les campagnes A et B

(Figure 97). Seule la chambre J31 ne s'est jamais remplie au cours des cinq campagnes d'injection réalisées (105 m^3 injectés au total).

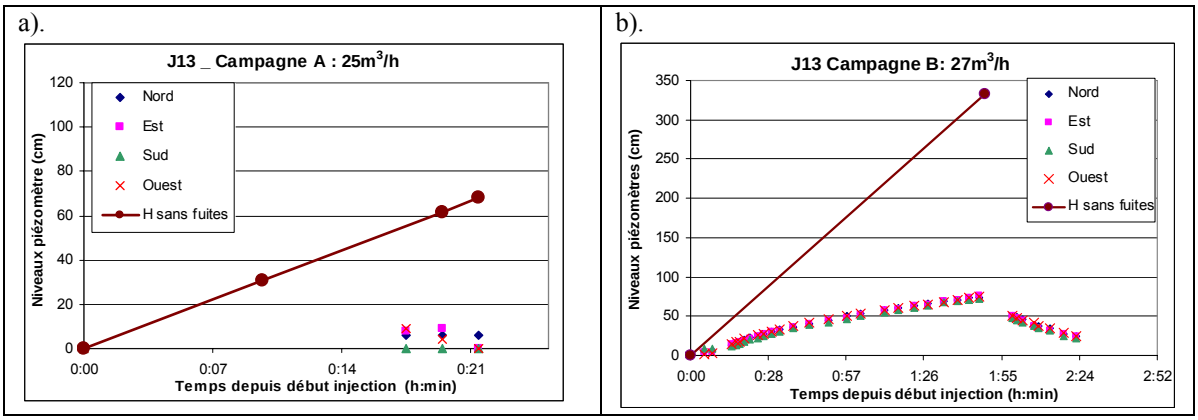


Figure 97 : Comparaison de l'évolution de comportement de J13 entre les campagnes A et B

Pour les chambres se remplissant, le lixiviat atteint généralement les quatre coins relativement rapidement :

- soit de manière homogène et quasi-simultanée : c'est le cas de J13 (Figure 97b) ;
- soit avec des vitesses et des hauteurs de remplissage différentes ; la pénétration du lixiviat dans le déchet sous la chambre est alors non homogène sur toute la surface : c'est le cas de J32, pour laquelle la charge hydraulique côté Sud-Ouest est plus importante qu'au côté Nord-Est, pour toutes les campagnes d'injection, la différence de hauteur d'eau atteignant 20 cm (Figure 96b).

Ceci est conforme avec les observations obtenues sur des systèmes d'injection de type couches drainantes : Haydar et Khire (2005a) observent en effet des vitesses de propagation différentes au sein de la couche drainante, même si toute la surface est finalement humidifiée (60 m de largeur au maximum). Dans le cas des chambres d'injection, les vitesses de propagation ne sont pas significativement différentes, les distances à parcourir étant plus faibles (entre 2 à 3 m), mais l'infiltration du lixiviat sous la chambre s'effectue de manière différentielle, puisque la nappe n'est pas plane. Cette infiltration semble donc conditionnée par la perméabilité du déchet sous-jacent.

Pour évaluer les différences de comportement des différentes chambres et leur évolution au cours du temps, un débit d'infiltration moyen (en $m^3.h^{-1}$) peut être calculé à partir des courbes de vidange après arrêt de l'injection. Ces courbes sont effet quasi linéaires (coefficient de robustesse R^2 de l'ordre de 0,9) et peuvent s'exprimer sous la forme h= at + b (avec a et b constantes). La Figure 98a et la Figure 98b présentent l'évolution de ces courbes au cours des injections successives pour les chambres J13 et J32 respectivement.

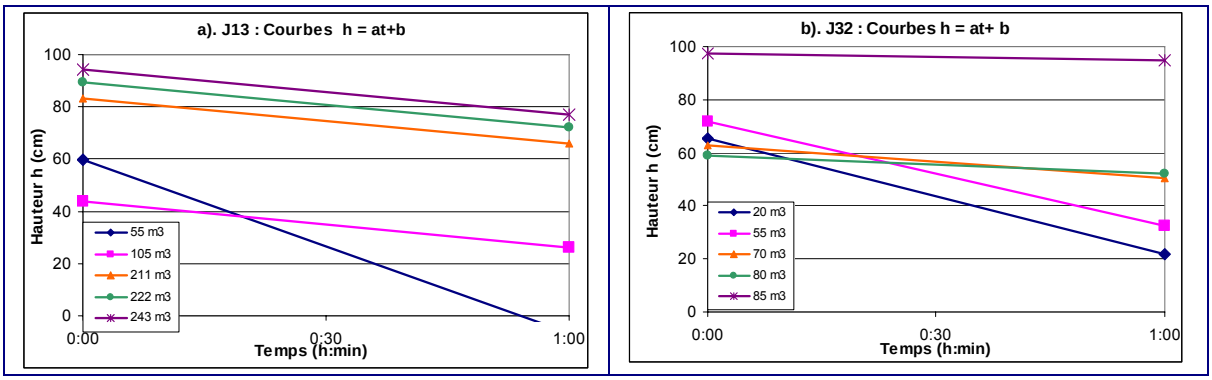


Figure 98 : Evolution des courbes h = at+b en fonction du volume cumulé injecté pour a). J13 et b). J32

Ces courbes indiquent une forte diminution des coefficients a (pentes) au cours des injections successives, notamment pour la chambre J32. Cependant, ces pentes semblent peu dépendantes de la charge appliquée (h pour t=0, i.e. le coefficient b) : pour la chambre J13 par exemple, les courbes pour un débit cumulé injecté de 105 m^3 et de 211 m^3 ont des pentes similaires, alors que la charge varie du simple au double. Cette observation a une implication directe sur le dimensionnement des systèmes d'injection : la hauteur des chambres n'impacte par son efficacité en termes de taux d'injection fonctionnel et pourrait donc être réduite.

Dans une première approche simplificatrice, un débit d'infiltration moyen Q_v, indépendant de la charge, peut alors être calculé, sur la surface totale de la chambre, à partir de la pente moyenne des courbes de vidange des quatre piézomètres (Équation 47).

Équation 47 $$Q_v = \frac{\Delta V}{\Delta t} = \varepsilon A_{\inf} \frac{\Delta h}{\Delta t} = \varepsilon A_{\inf} \frac{a}{24*100}$$

Avec : Q_v : Débit d'infiltration moyen (m^3/h)
V : Volume de lixiviat infiltré (m^3)
t : Temps depuis l'arrêt de l'injection (h)
ε : Porosité (%)
A_{inf} : Surface d'infiltration (m^2)
h : Hauteur de lixiviat dans un piézomètre (m)
a : Pente de la courbe h = a t + b (cm.$jour^{-1}$)

En considérant que le lixiviat s'écoule principalement verticalement, à travers la surface sous la chambre (les infiltrations latérales à travers les parois des chambres sont donc négligées dans cette approche), la surface d'infiltration correspond à la surface de base de la chambre. Pour les chambres ne se remplissant pas (J31 par exemple), le débit ne peut pas être estimé de cette façon ; il est considéré supérieur au débit d'injection.

Ramené à la surface de la chambre, le débit d'infiltration correspond à une pseudo vitesse d'infiltration moyenne v_{inf}, exprimée en m.s^{-1}. Cette vitesse n'est pas une donnée physique réelle, puisque les écoulements latéraux sont négligés, mais elle permet une approche comparative du comportement des différentes chambres et de leur évolution avec le temps.

Les taux de vidange et pseudo vitesses d'infiltration moyennes pour les campagnes d'injection successives sont indiqués dans le Tableau 50.

Tableau 50 : Taux de vidange et pseudo vitesses d'infiltration des chambres d'injection pour les différentes campagnes d'injection

Chambre	**Matériau**	**Campagne**	**Courbe linéaire moyenne pour les 4 coins h = at+b**		**Taux d'infiltration** Qv	**Pseudo vitesse d'infiltration** v_{inf}
			Coefficient a	R^2		
			(cm.jour^{-1})		(m^3.h^{-1})	(m.s^{-1})
J32	Calcaire 20 -65 mm	A	-1047	0,981	8,2	1,2 x 10^{-4}
		B	-668	0,993	5,2	7,7 x 10^{-5}
		D	-295	0,967	2,3	3,4 x 10^{-5}
		F	-160	0,973	1,2	1,9 x 10^{-5}
		G	-58	0,885	0,5	6,7 x 10^{-6}
J14	Calcaire 20 -65 mm	A	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		B	-171	0,941	15,3	3,0 x 10^{-4}
		G	-1254	0,985	7,4	1,5 x 10^{-4}
J13	Calcaire 20 -65 mm	A	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		B	-1587	0,984	8,9	1,8 x 10^{-4}
		C1	-786	0,933	4,4	9,1 x 10^{-5}
		C2	-424	0,966	2,4	4,9 x 10^{-5}
		E2	-647	0,931	3,6	7,5 x 10^{-5}
		F1	-413	0,962	2,3	4,8 x 10^{-5}
		F2	-447	0,955	2,5	5,2 x 10^{-5}
		G	-408	0,945	2,3	4,7 x 10^{-5}
J31	Calcaire Gouvieux	A	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		B	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		D	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		F	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		G	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
J30	30 cm sablon + calcaire 20 - 65 mm	B	-4008	0,975	17,6	4,6 x 10^{-4}
		D	-5407	0,975	23,8	6,3 x 10^{-4}
		F	-2975	0,960	13,1	3,4 x 10^{-4}
		G	-2163	0,980	9,5	2,5 x 10^{-4}
J15	30 cm sablon + calcaire 20 - 65 mm	A	-3208	0,915	15,8	3,7 x 10^{-4}
		B	-1522	0,949	7,5	1,8 x 10^{-4}
		D	-841	0,983	4,1	9,7 x 10^{-5}
		F	-569	0,952	2,8	6,6 x 10^{-5}
		G	-355	0,937	1,7	4,1 x 10^{-5}
J16	RBA	A	-	-	> 25	> 4 x 10^{-4}
		B	-3445	0,917	23,6	4,0 x 10^{-4}
		D	-1746	0,955	12,0	2,0 x 10^{-4}
		F	-595	0,866	4,1	6,9 x 10^{-5}

Il n'est pas possible d'établir de tendance due aux propriétés de la chambre ou aux paramètres d'injection, puisque pour les mêmes conditions :

- deux chambres similaires se comportent différemment ; là encore, il semble que le facteur limitant soit la perméabilité du déchet sous-jacent qui semble varier d'une chambre à l'autre ;
- une même chambre a un comportement différent au fur et à mesure des injections : une diminution des pseudo vitesses d'infiltration au fur et à mesure des campagnes d'injection apparaît clairement pour toutes les chambres (Figure 99). Les pseudo vitesses d'infiltration initiales varient entre 1,4.10^{-4} m.s^{-1} et une valeur supérieure à 4.10^{-4} m.s^{-1}, ce qui correspond à 12 100 l.m^{-2}.jour^{-1} et 34 000 l.m^{-2}.jour^{-1} respectivement, en considérant une injection continue durant toute une journée. Sur le

long terme (après 100 m^3 injectés par chambre) les vitesses d'infiltration diminuent, jusqu'à $6{,}7.10^{-4}$ $m.s^{-1}$ pour la chambre J32 (équivalent à 570 $l.m^{-2}.jour^{-1}$). Ce phénomène a également été observé pour des systèmes similaires (Haydar et Khire, 2007 ; Young et al., 1999) ou d'autre types (Jain et al., 2005). Les taux obtenus dans cette étude sont largement plus élevés que les valeurs obtenues dans la littérature (de l'ordre et 700 à 1800 $l.m^{-2}.jour^{-1}$ pour le court terme et 20 $l.m^{-2}.jour^{-1}$ pour le long terme ; Tableau 38). L'écart s'explique par la différence de volume injecté : un maximum de 250 m^3 de lixiviat a été injecté en sept mois dans cette étude, contre 3000 m^3 en sept mois et 9000 m^3 en cinq mois pour les études de Waste Management Research Group et Knox Associates (2007) et Haydar et Khire (2007) respectivement.

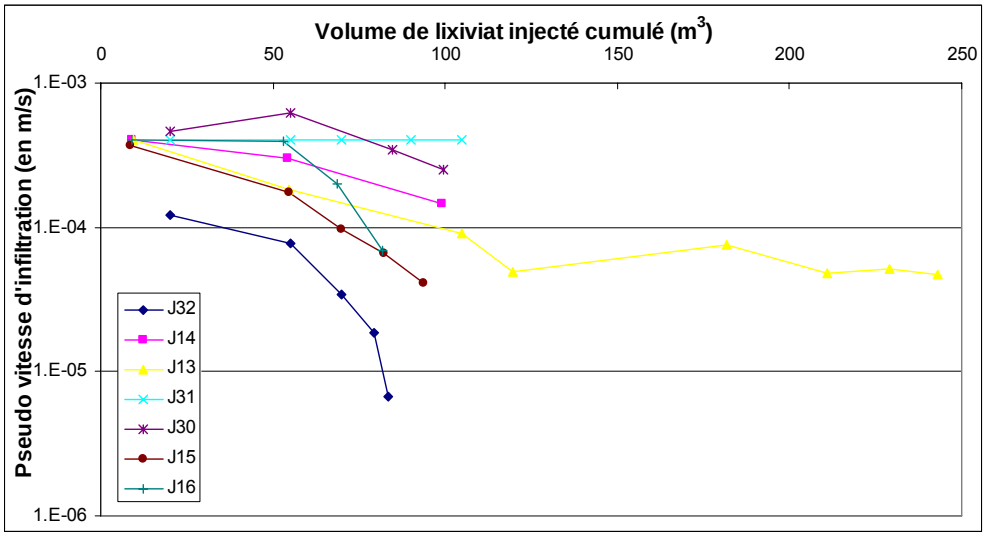


Figure 99 : Evolution des pseudo vitesses d'infiltration en fonction du volume injecté cumulé par chambre

Trois hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette diminution des vitesses d'infiltration avec le temps :

- **Problème de métrologie : les piézomètres se colmatent au fur et à mesure des injections**

Le remplissage successif des piézomètres avec du lixiviat peut entraîner un colmatage des parties crépinées, soit par le lixiviat lui-même, soit par entrainement de particules fines de matériau drainant. Ainsi, les écoulements au sein des piézomètres et des chambres s'effectueraient selon des vitesses différentes, et les mesures de montée en charge des piézomètres ne reflèteraient plus les écoulements au sein de la chambre. Cette hypothèse sera discutée dans le paragraphe IV.2.4, à partir de l'évolution de la résistivité du matériau drainant entre les campagnes F et G.

- **Problème propre aux écoulements : la perméabilité du déchet sous-jacent diminue avec les injections successives**

Dans un premier temps, le déchet est en effet relativement sec (teneur en eau initiale de l'ordre de 28 $\%_{MH}$) et peu dégradé, et le volume de lixiviat injecté peut suivre des chemins préférentiels (fissures dans le déchet sous la chambre). Au fur et à mesure des injections, ces fissures peuvent être plus ou moins colmatées soit par réorganisation de la matrice déchet (tassements, dégradation du déchet en éléments plus fins) soit par entrainement d'éléments solides lors de l'injection. L'écoulement atteint alors les microporosités et se déroule alors de manière plus lente et plus homogène. Cependant, à terme, la saturation du

déchet augmente, ce qui peut tendre à faire augmenter la perméabilité. Cette hypothèse seule ne peut donc être retenue.

La dégradation du déchet, accélérée localement par l'augmentation d'humidité, entraîne une production de biogaz. Hudson et al. (2001) observent, lors d'essais en cellules d'1 m^3, une diminution de la perméabilité au liquide d'un ordre de grandeur du fait de la production de biogaz : la pression partielle en gaz augmente localement et il peut y avoir formation de bulles de gaz, qui vont freiner les écoulements liquides. A l'échelle du site, ce phénomène implique de contraindre le gaz produit dans un volume restreint, le gaz ayant tendance à être chassé vers les zones de perméabilité plus faibles. Ceci supposerait une saturation en liquide. Ce peut être le cas localement pour le déchet environnant la chambre, ou au sein même du matériau drainant. Il faudrait donc pouvoir capter le gaz localement, avant ou pendant l'injection, afin d'éviter qu'il ne monte en pression et que la perméabilité aux liquides n'en soit affectée.

- **Problème fonctionnel au niveau des chambres : la chambre se colmate au fur et à mesure des injections**

Ce colmatage peut être dû à plusieurs mécanismes :

- colmatage physique : remplissage des vides par les particules en suspension issues du lixiviat injecté ou par les fines entrainées par le lixiviat vers le fond de la chambre,
- colmatage biologique : formation d'un biofilm,
- colmatage chimique : précipitation des sels contenus dans les lixiviats ou dans le matériau drainant. En milieu acide, les ions présents dans le calcaire se dissolvent. Si les conditions du milieu fluctuent (pH, température, conditions d'oxydo-réduction), les carbonates peuvent précipiter, ce qui peut entrainer des colmatages. Cependant, le lixiviat injecté est légèrement basique (pH = 8), ce qui n'est pas favorable à une dissolution du calcaire.

Outre les vitesses d'infiltration, les quantités injectables dans les chambres diminuent également avec les injections successives. Quelle que soit la consigne initiale de volume à injecter, l'injection a été stoppée dès que le niveau dans les piézomètres atteignait un mètre environ, afin de ne pas endommager la couverture au dessus des chambres (Tableau 43). Ainsi pour la campagne G, par exemple, les chambres J16 et J32 n'ont reçu que 7 et 4 m^3 de lixiviat respectivement (Figure 100). Dans le cas de J16, la chambre était initialement vide, alors que pour J32, le lixiviat injecté lors de la campagne précédente (campagne F, 3 mois avant) ne s'était pas écoulé (chambre à moitié pleine avant le début de l'injection).

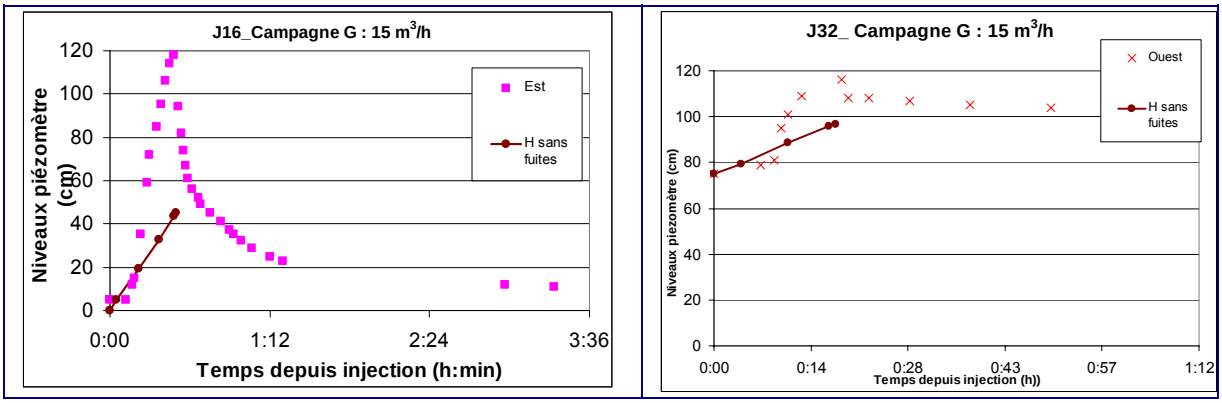


Figure 100 : Exemples de chambres « colmatées » : a). J16 campagne G et b). J32 campagne G

Ces volumes sont parfois largement inférieurs aux volumes utiles initiaux des chambres, estimés à partir de la porosité des matériaux de remplissage (Équation 42). La comparaison des volumes injectables par chambre et de leur évolution pour les différentes campagnes est présentée dans le Tableau 51. La diminution des volumes injectables indique que la diminution des taux de recirculation peut être aussi fonctionnelle (colmatage de certaines chambres d'injection) et pas seulement due à une diminution de la perméabilité du déchet sous-jacent.

Tableau 51 : Comparaison des volumes injectables et des volumes utiles théoriques par chambre

Chambre	Campagne	Volume utile théorique (m^3)	Volume injectable (m^3)
J31	A-G	14,6	> 15
J14	A-G	14,1	> 15
J30	A-G	10,7	> 15
J32	A-D	18,7	> 15
	F		**9,5**
	G		**4**
J15	A-D	11,9	> 15
	F		**12,4**
	G		**11,4**
J16	A-D	16,5	> 15
	F		**13**
	G		**7**

Là encore, le colmatage ne semble pas dû à un matériau en particulier. En effet, pour les mêmes types et quantités de lixiviat injectés, les trois chambres en calcaire (J13, J14 et J32) n'évoluent pas de manière similaire, et J14 en particulier conserve un taux d'infiltration du même ordre de grandeur que le taux initial, ce qui laisse supposer que le colmatage ne serait pas systématique. Par ailleurs, la chambre J31 en calcaire de moins bonne qualité (plus friable) ne se colmate pas après 5 injections, alors que le taux d'infiltration de la chambre J16, en R.B.A., diminue ; ceci implique que le colmatage ne serait pas uniquement dû à une dégradation du matériau calcaire. Un colmatage d'ordre physique ou biologique doit donc également être envisagé.

Pour réduire l'impact du colmatage de leurs systèmes d'injection, Haydar et Khire (2007) préconisent d'augmenter la pression d'injection au fur et à mesure des injections, afin de combattre les pertes de charges croissantes au sein du matériau drainant. Ceci n'est cependant pas applicable dans le cas des chambres, puisqu'elles sont conçues pour un relargage libre du lixiviat dans le déchet après accumulation dans la chambre.

En conclusion, le suivi des hauteurs de lixiviat dans les chambres et de leur évolution lors des campagnes d'injection successives a permis de mettre en évidence une diminution des taux d'injection fonctionnels de ces systèmes, qui semble due à la fois à une baisse de la perméabilité du déchet sous-jacent, et à un colmatage du matériau de remplissage de la chambre. Les causes du colmatage n'ont pas pu être détectées dans le cadre de cette étude ; une excavation du matériau drainant des chambres serait nécessaire afin de comprendre les phénomènes en jeu. En effet, l'analyse de la matière colmatée permettrait de déterminer s'il s'agit principalement de matières organiques auquel cas le colmatage serait plutôt d'ordre biologique, ou de matières minérales, auquel cas le colmatage serait plutôt d'ordre chimique ou physique.

Par ailleurs, il n'a pas été possible d'établir de comportement type des chambres, propre à leur matériau de remplissage, le facteur limitant l'infiltration semblant être le déchet sous-jacent. Ceci renforce l'intérêt de bassins d'infiltration individuels, par rapport à une

couche drainante sur une surface plus importante, afin d'assurer une humidification plus homogène du massif de déchets (Figure 73) : par exemple, l'association des chambres J31 (fort débit d'infiltration) et J32 (faible débit) en une seule chambre aurait amené à une infiltration concentrée sous J31.

IV.2 Suivi géophysique

Les inversions des données de résistivité à l'aide du logiciel Res2DInv et les modélisations avec le logiciel Res2DMod ont été réalisées par M. Lanoë (Véolia Environnement, Direction Traitement Stockage).

Seuls les profils de résistivité interprétés (i.e. après inversion à l'aide de Res2DInv) sont présentés ici, sous deux formes :

- les pseudo-sections des valeurs de résistivités interprétées, exprimées en Ω.m, qui représentent la distribution 2D de résistivité du massif de déchet à un instant t. Pour ces profils, les zones de couleur bleu représentent des zones de résistivité faible (de l'ordre de 1 à 5 Ω.m), alors que les zones marron ou noires représentent des résistivités fortes (de l'ordre de 300 Ω.m).
- les pseudo-sections de la variation de la résistivité entre un temps t et un temps de référence (appelé blanc), exprimée en pourcentage de variation et calculée à partir de l'Équation 48. Pour l'échelle de couleur sélectionnée, les zones jaunes indiquent l'absence de variation de résistivité, les zones vertes puis bleues une diminution de la résistivité, ce qui est interprété comme une humidification du déchet plus ou moins marquée, et les zones orange puis rouges une augmentation de la résistivité.

Équation 48 $$\Delta\xi = 100 \times \log \frac{\xi_t}{\xi_{ref}}$$

Avec : ξ_t : Résistivité au temps t (Ω.m)
$\xi_{réf}$ Résistivité au temps de référence (Ω.m)

IV.2.1 Acquisition des panneaux de référence

Avant chaque campagne, des panneaux de référence ont été acquis, qui servent à visualiser la variation de résistivité du déchet due à l'injection de lixiviat. La Figure 101 présente la pseudo section de résistivité interprétée pour la flute F1 (chambres J13 et J14) et la flûte F2 (chambres J14, J15 et J16), avant la campagne A. Les chambres d'injection sont représentées sur ces figures par des rectangles noirs de dimension 5 m par 1 m de profondeur ; les lysimètres sous J13 par des carrés de 1 m x 1 m positionnés à 6 m de profondeur.

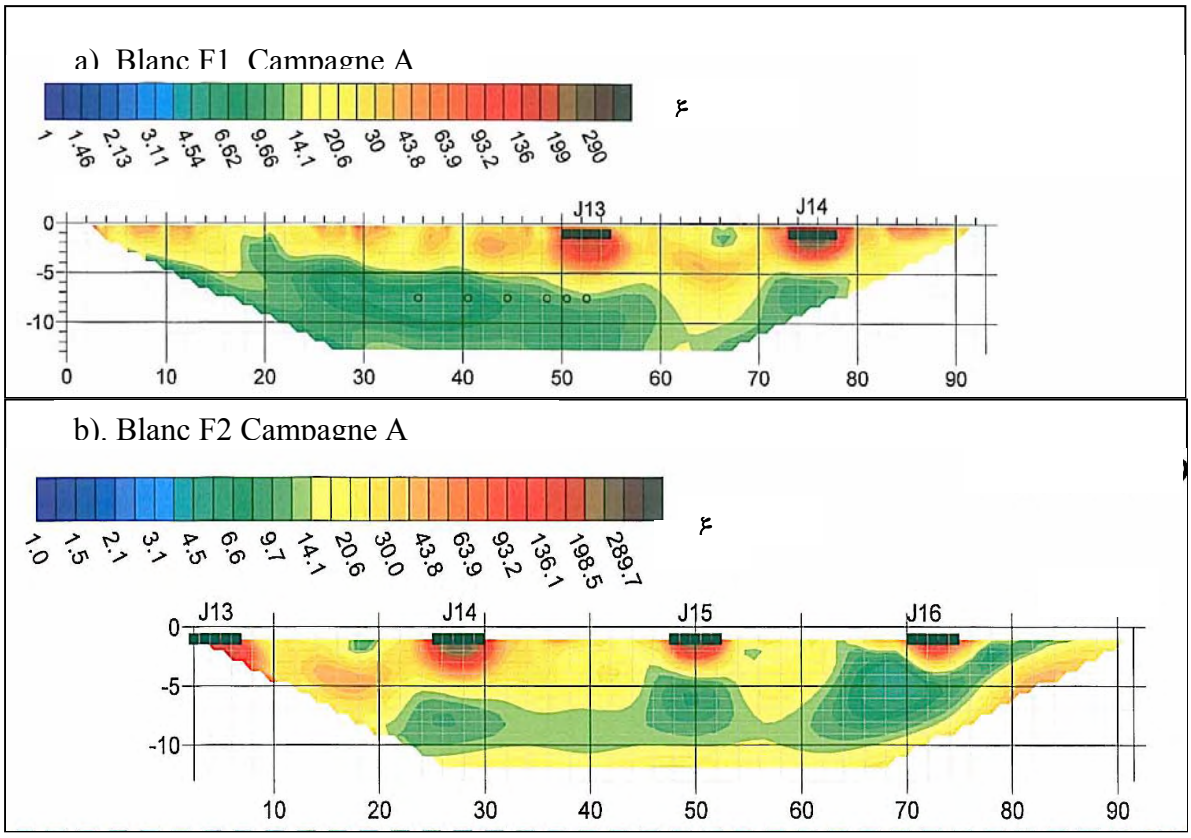


Figure 101 : Pseudo section de résistivité avant la campagne A, pour a). la flûte F1 et b). la flûte F2

Les chambres d'injection, remplies de matériau drainant dont la porosité est supérieure à celle du déchet, sont nettement visibles sur ces profils : leur résistivité (de l'ordre de 150 Ω.m) contraste avec celle du déchet. Ces profils mettent également en évidence de fortes hétérogénéités de résistivité au sein du massif de déchet : les résistivités varient entre 2 et 50 Ω.m ; globalement la résistivité moyenne est de l'ordre de 10 Ω.m. Ces hétérogénéités peuvent être dues à différents paramètres (température, humidité, porosité locales du déchet) susceptibles d'évoluer avec le temps et la dégradation du déchet.

Ces panneaux de référence permettent enfin de déterminer un ordre de grandeur de l'erreur de mesure. Avant chaque injection, deux mesures au minimum sont réalisées successivement. Etant donnée la faible durée d'acquisition (de l'ordre de 30 minutes au maximum), il peut être considéré que la résistivité n'évolue pas entre ces deux mesures : les différences de résistivités observées sont donc liées aux erreurs de mesure. La Figure 102 présente des exemples de comparaison des blancs (pourcentages de variation) pour la flûte F4 (campagnes D et F). Il est possible de distinguer :

- une erreur moyenne, de l'ordre de 0,5 %, spatialement répartie sur la majorité du profil et correspondant à un bruit aléatoire lors de la prise de mesure,
- et des erreurs ponctuelles, très localisées, atteignant 2 à 5 % ; ces erreurs peuvent correspondre à un mauvais fonctionnement temporaire d'une électrode, par exemple.

Globalement, cette erreur moyenne est satisfaisante.

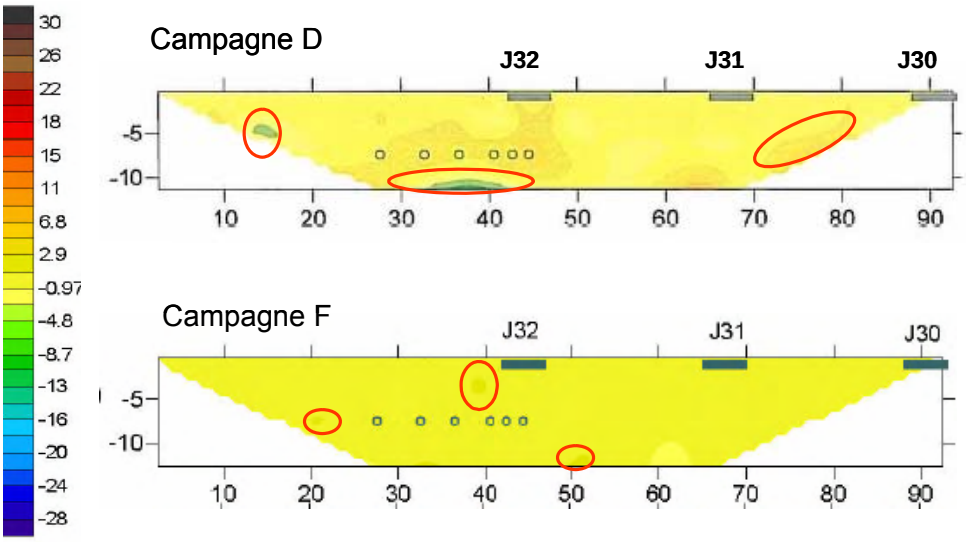


Figure 102 : Comparaison des pourcentages de variation des profils F4 de référence pour la campagne D et la campagne F : estimation de l'erreur de mesure

IV.2.2 Estimation de la résolution

La comparaison des profils de résistivité pendant ou après l'injection au profil de référence est utilisée pour déterminer :

- la forme du bulbe d'injection : détection de propagation préférentielle à travers les dissymétries du bulbe d'injection ;
- le rayon d'action du système d'injection : les limites de la zone humidifiée sont difficiles à déterminer par mesure de résistivité. Dans le cas de simulations numériques, il est aisé de définir une limite : Khire et Mukherjee (2006) considèrent ainsi la zone touchée par la recirculation comme la zone où la saturation liquide est supérieure à 90 %. De même, dans le cas de sondes ponctuelles, telles les sondes TDR ou à neutrons, la zone humidifiée est déterminée par un signal tout ou rien, avec une indication locale uniquement. Pour les mesures de résistivité, l'étalonnage n'étant également pas réalisable, il n'est pas possible d'établir un lien entre pourcentage de variation de résistivité et saturation du déchet en liquide mais la réponse est par ailleurs lissée spatialement lors de l'inversion : la limite du bulbe d'injection est donc difficile à déterminer. Il convient alors de sélectionner une valeur de variation résistivité considérée comme significative. Cette valeur est fixée arbitrairement à 1 %. Le rayon d'action est donc déterminé à partir de la distance maximale du bulbe d'injection observé par rapport au centre de la chambre d'injection, le bulbe étant défini comme la zone en bleu et vert sur les pseudo sections de variation de résistivité. Considérant une résolution latérale d'un mètre ces valeurs sont arrondies au mètre près ;
- la vitesse d'écoulement verticale du lixiviat (en $m.h^{-1}$), et notamment le temps nécessaire pour obtenir une modification de résistivité au niveau des lysimètres, situés à 6 m de profondeur sous les chambres J13 et J32.

La méthode géophysique utilisée reposant sur une inversion d'un jeu de données, pour laquelle la solution n'est pas unique, il est important de connaître la résolution et les limites d'interprétation des résultats obtenus par inversion. Pour cela, une modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel Res2DMod (Loke, 1999). Un modèle de casier de déchets avec trois chambres en surface a été crée, et différentes configurations d'injection de lixiviat sont testées. Les hypothèses de résistivité du matériau drainant, du déchet et du lixiviat sont les suivantes :

- résistivité du déchet : une valeur identique de résistivité est fixée à 10 Ω.m pour tout le massif (valeur moyenne observée sur les panneaux de référence) ; les hétérogénéités de résistivité ne sont donc pas prises en compte, dans un souci de simplification ;
- résistivité du matériau drainant (chambres vides) : 150 Ω.m (valeur observée sur les panneaux de référence) ;
- résistivité du lixiviat injecté : 5 Ω.m (valeur calculée à partir de la valeur basse -cas le plus défavorable- de conductivité du lixiviat injecté : 2000 $\mu S.cm^{-1}$).

Les configurations d'injection testées sont les suivantes (Figure 104) :
Modèle Ref : Ce modèle correspond au profil de référence ou « blanc avant injection », pour lequel les trois chambres sont vides
Modèle I2 : La chambre centrale est à moitié remplie de lixiviat
Modèle I3 : La chambre centrale est à moitié remplie de lixiviat, et le lixiviat s'écoule dans les déchets selon un écoulement fin (1 m de la largeur) sous la chambre
Modèle I4 : La chambre centrale est à moitié remplie de lixiviat, et le lixiviat s'écoule dans les déchets selon un bulbe dont la largeur correspond à la surface de la chambre (5 m)
Modèle I5 : La chambre centrale est à moitié remplie de lixiviat, et le lixiviat s'écoule dans les déchets selon un bulbe dont le rayon d'action est de 7,5 m
Modèle I6 : Les trois chambres sont à moitié remplies de lixiviat, et le lixiviat s'écoule dans les déchets selon des bulbes dont le rayon d'action est de 7,5 m

Afin de prendre en compte l'impact des erreurs de mesure, deux fichiers de données sont réalisés pour chaque modèle, l'un avec une simulation de bruit aléatoire de 2 %, l'autre avec un bruit de 5 % (erreurs ponctuelles observées). Pour simuler le blanc réalisé deux fois lors des campagnes d'injection, le fichier de données est réalisé deux fois avec une simulation de bruit aléatoire de 2 % et deux fois avec une simulation de bruit aléatoire de 5 %.

Les fichiers ainsi obtenus sont ensuite inversés avec le logiciel Res2DInv, selon la méthodologie appliquée pour les mesures de terrain. Puis ils sont comparés point par point aux blancs de référence (un des deux blancs avec bruit aléatoire est choisi par défaut).
La Figure 103 présente la méthodologie de modélisation.

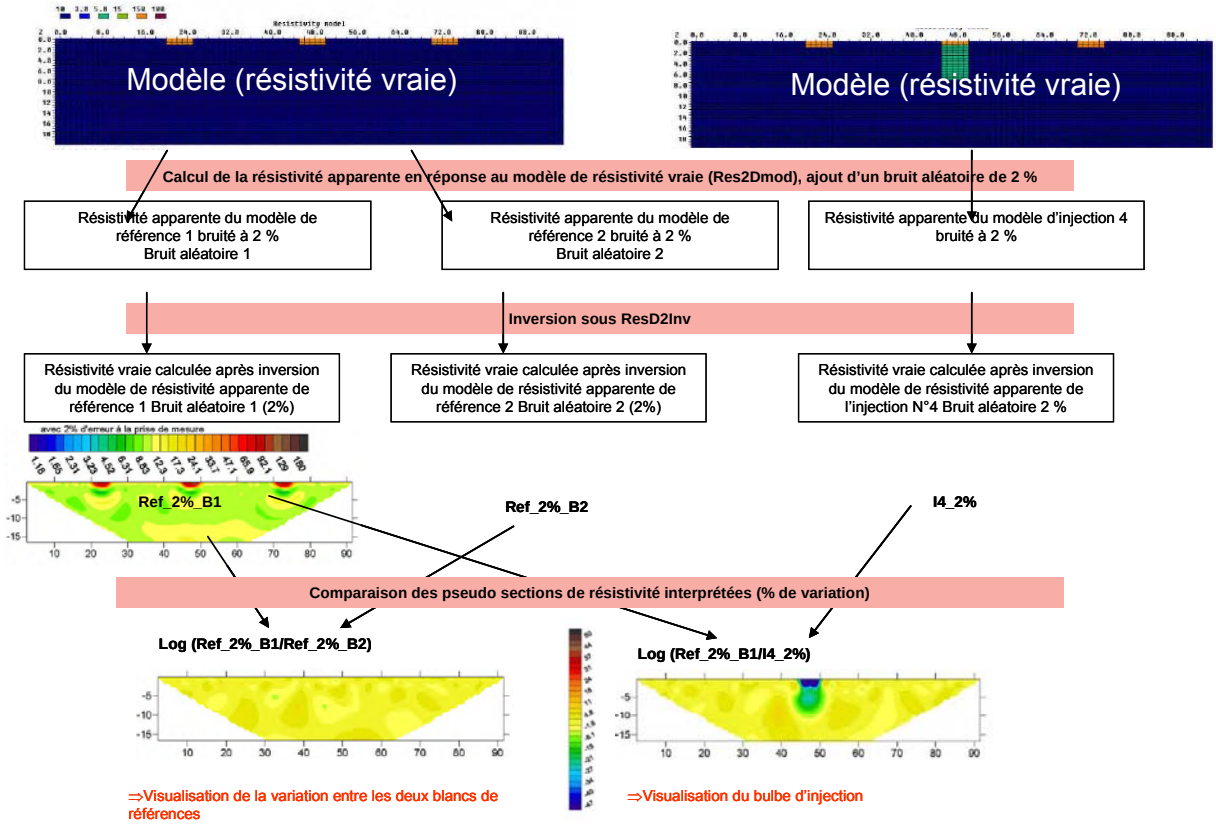


Figure 103 : Méthodologie de modélisation des chambres d'injection sous Res2DMod

L'inversion du fichier de résistivités apparentes issues du modèle de référence et sa comparaison par rapport au modèle met en évidence une bonne distinction des chambres d'injection par rapport au reste du massif de déchets. Leurs dimensions et positionnement sont très proches du modèle. Ceci est conforme à la comparaison entre les données de terrain et les profils de résistivités interprétés bruts (Figure 101). En effet, la largeur interprétée des chambres d'injection est proche de la largeur réelle (entre 5 à 6 m). L'espacement entre les chambres (22,5 m centre à centre, selon la direction des électrodes) est également très fidèlement représenté. Les lysimètres ne sont cependant pas détectables, ce qui peut être expliqué par leur taille trop petite. On peut estimer à partir de ces résultats une résolution latérale de l'ordre du mètre en surface ; cette résolution peut cependant diminuer avec la profondeur.
Concernant la résolution verticale, les résultats de terrain obtenus sont moins satisfaisants que la modélisation. Les zones de fortes résistivités correspondant aux chambres d'injection atteignent en effet jusqu'à 5 m de profondeur, alors que le modèle représente fidèlement la profondeur d'1 m de la chambre.

La comparaison de deux blancs montre qu'avec 2 % de bruit la variation de résistivité est de l'ordre de 2 % en moyenne, avec des variations locales de 5 %. Avec 5 % de bruit, des zones de variation atteignant 30 % apparaissent, en profondeur notamment. Ceci n'est pas conforme aux résultats d'inversion des données de terrain, pour lesquelles le pourcentage de variation entre deux blancs ne dépassait pas 5 %. Ainsi, l'inversion a tendance à accentuer le bruit réellement mesuré, et il semblerait que l'erreur sur la mesure soit inférieure à 5 %.

La comparaison des modèles avec injection de lixiviat au modèle de référence indique :

- Modèle I2 : Le remplissage de la chambre est nettement détectable, cependant il n'est pas possible de distinguer jusqu'à quel niveau la chambre est remplie. Une zone de variation positive fictive de résistivité apparaît sous la chambre ; cet effet est accentué lorsque le bruit augmente. Ceci met en évidence l'importance de la qualité de la mesure.
- Modèle I3 : Une zone de résistivité négative apparaît sous la chambre, mais sa forme ne représente pas le filet de lixiviat modélisé. La forme apparente est un cercle ou une ellipse discontinue avec la chambre. Les écoulements préférentiels fins (de l'ordre du mètre de largeur) ne sont donc pas détectables avec cette méthode.
- Modèle I4 et I5 : Les formes de résistivité négative ($\Delta\xi < -5\ \Omega.m$) obtenues après inversion sont très proches des modèles ; au sein des bulbes apparaissent cependant des zones fictives de variations de résistivité plus importantes (en bleu, $\Delta\xi < -30\ \Omega.m$). La propagation latérale du lixiviat est très conforme au modèle, mais la profondeur des bulbes d'injection interprétés est légèrement accentuée par rapport au modèle (profondeur de 10 m obtenue pour I4 alors que l'écoulement ne s'étend que jusqu'à 7 m dans le modèle).
- Modèle I6 : La multiplication du nombre de points d'injection n'entraine pas de différences majeures, les trois formes obtenues sont similaires entre elles, même pour les points d'injection situés en périphérie de profils. Des zones fictives de variation de résistivité négative apparaissent néanmoins entre les points d'injection, phénomène qui est renforcé par l'erreur de mesure.

En conclusion, le dispositif géophysique sélectionné possède une très bonne sensibilité latérale de la mesure géophysique sélectionnée (de l'ordre du mètre en surface), mais une sensibilité verticale plus faible. Ceci s'explique par le type de dispositif sélectionné (dipôle-dipôle) ; il est donc tout à fait adapté pour la détermination des rayons d'action, mais les résultats en terme de propagation verticale (et donc de vitesse d'écoulement) doivent être interprétés avec prudence.

Les formes des bulbes d'injection sont fidèles à la réalité pour des signaux de taille significative ; les écoulements préférentiels fins ne sont cependant pas détectables. Des différences fictives de variations de résistivité peuvent être observées au sein des bulbes d'injection ; elles ne doivent donc pas être interprétées comme des différences de propagation du lixiviat au sein du bulbe.

Enfin, des zones fictives de variations positives de résistivité peuvent également apparaître sous les bulbes d'injection. Ceci a déjà été observé dans d'autres études, en casier d'ISDND notamment (Grellier, 2005 ; Moreau et al., 2003 ; Jolly et al., 2007). Alors que certains auteurs l'expliquent par une accumulation de gaz qui serait poussé par l'écoulement de lixiviat (Grellier, 2005 ; Moreau et al., 2003), ce phénomène est très probablement un artefact de l'inversion, qui discrétise le domaine en blocs de résistivité. Descloitres et al. (2008a) ont en effet observé ce phénomène lors d'infiltrations d'eau en surface d'un terrain, et l'ont expliqué à l'aide d'une modélisation 1D, simulant une infiltration sur un mètre de profondeur. Les résultats indiquent une diminution de résistivité sur une profondeur supérieure au modèle en surface (2,5 m au lieu de 1 m) puis une augmentation de résistivité et une diminution dans des zones où aucune variation n'a été introduite dans le modèle. Ceci est expliqué par une combinaison de différents facteurs :

- *mauvaise sélection de l'espacement des électrodes (4 m pour un front d'infiltration de 1 m). Dans notre cas, l'espacement de 2 m est également supérieur à la hauteur de la chambre (1 m).*

- *non unicité de la solution calculée par l'inversion : une meilleure fiabilité peut être obtenue en optimisant les paramètres d'inversion (Nguyen et Kemna, 2005) ou en utilisant des données externes pour contraindre la solution d'inversion (Loke, 2000 ; Jolly et al., 2007). Dans notre cas, les mesures de terrain réalisées au niveau des piézomètres ou des lysimètres pourraient par exemple servir à contraindre le modèle.*

L'ensemble de ces résultats met en évidence l'importance de bien maitriser les limites de cette technique de suivi de l'injection. Une modélisation plus poussée pourrait permettre de mieux comprendre ces phénomènes pour notre cas particulier, et éventuellement d'en réduire les effets en optimisant les paramètres d'inversion.

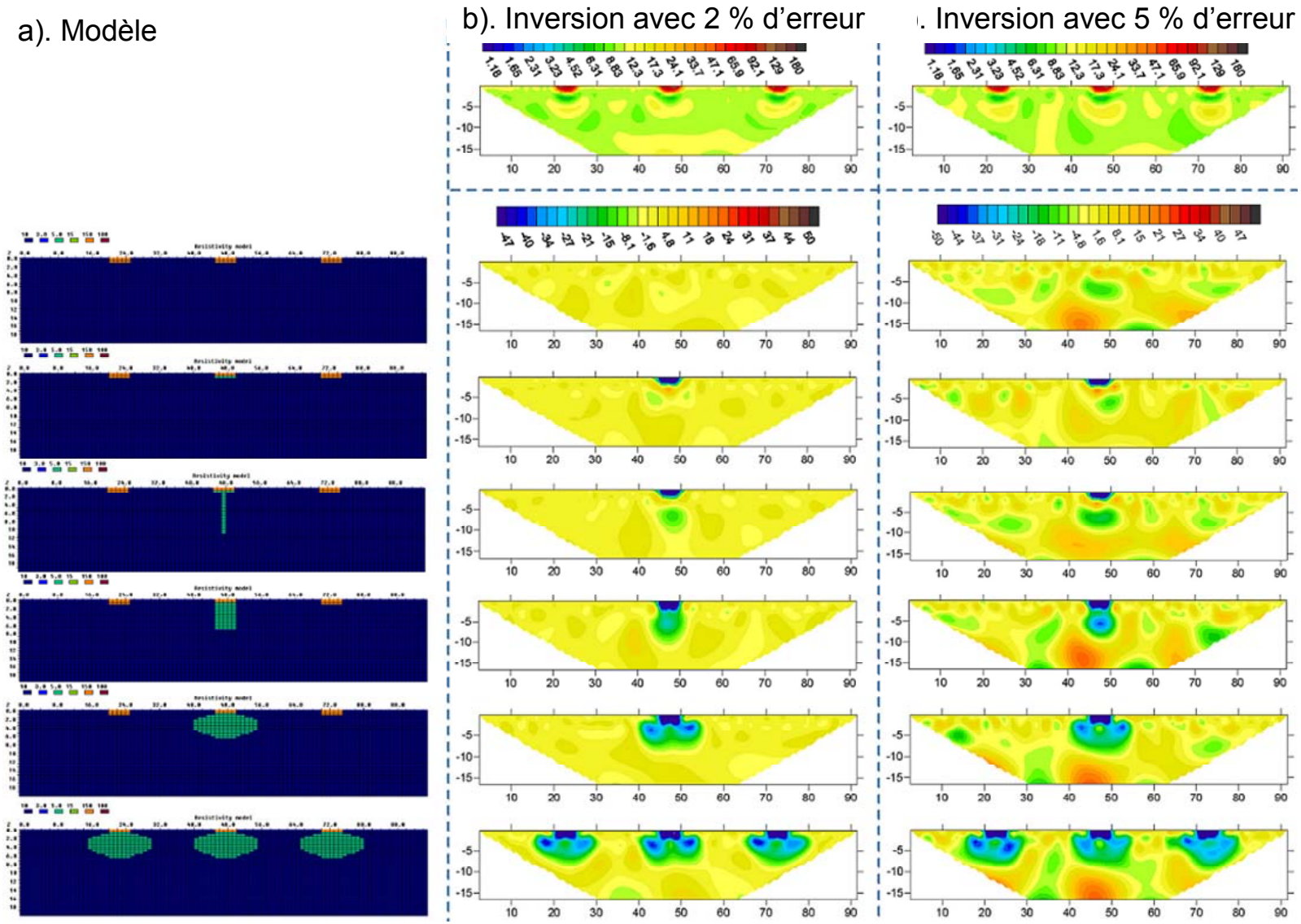


Figure 104 : Modélisation d'injection : a) Modèles simulés b). Inversion avec 2 % d'erreur à la prise de mesure et c). Inversion avec 5 % d'erreur

IV.2.3 Profils géophysiques obtenus : comparaison pendant l'injection

Le Tableau 52 synthétise les résultats obtenus en termes de forme, rayon d'action et vitesse de propagation apparente du bulbe d'injection pour les différentes campagnes de suivi géophysique (campagnes A, D, F et G) réalisées sur les 8 chambres d'injection.

Tableau 52 : Synthèse des résultats géophysiques obtenus pour les campagnes d'injection A, D, F et G

Campagne	Chambre	Matériau	Débit moyen ($m^3.h^{-1}$)	Volume injecté (m^3)	Forme du bulbe	Rayon d'action (m)	Durée nécessaire pour atteindre 6 m de profondeur
A	J13	Calcaire 20-65 mm	25	9,6	S	17	15 min
B			27	45,0	AS	10	1 h
D			20	35,4	S	17	1 jour
F1			21	20,0	S	3	> 4 jours
G			15	13,7	AS	3	> 4 jours
A	J32	Calcaire 20-65 mm	25	20,0	S	13	5 h
B			25	35,0	S	10	1 jour
D			15	15,0	S	3	> 1 jour
F			15	9,5	S	3	> 3 jours
G			15	4,0	AS	3	> 1 jour
A	J 14	Calcaire 20-65 mm	25	9,2	S	35	15 min
D			16	15,0	S	3	2 h
F			15	15,0	S	3	2 h
G			15	15,0	S	3	> 4 jours
A	J 31	Calcaire Gouvieux	25	20,0	AS	9	10 min
D			15	15,0	S	5	25 min
F			15	16,6	S	5	25 min
G			15	15,0	S	5	25 min
A	J 30	30 cm sablon + calcaire 20-65	24	20,0	S	10	15
D			11	15,0	Disc	6	1 h
F			15	14,6	S	3	25 min
G			15	15,0	Disc	3	30 min
A	J 15	30 cm sablon + calcaire 20-65	25	8,8	S	31	15 min
D			15	15,1	S	7	2 jours
F			15	12,4	S	3	ND
G			15	11,4	S	3	> 2 jours
A	J 16	RBA	25	9,2	S	8	ND
D			9	15,4	S	2,5	3 h
F			13	13,1	AS	2	ND
G			15	7,0	AS	2,5	> 2 jours
A	J 29	RBA	21	20,0	S	7	15 min

Forme du bulbe : S : symétrique, AS : asymétrique ; Disc : discontinu ND : non déterminé

La plupart des bulbes d'injection ont une forme ellipsoïdale qui dépasse plus ou moins la largeur de la chambre d'injection. Leur rayon d'action semble diminuer avec les injections successives. Alors que pour la première injection l'espacement des chambres semble correctement dimensionné (Figure 105a : les bulbes d'injection de deux chambres côte à côte

se rejoignent), des zones non humidifiées apparaissent entre les chambres pour les campagnes suivantes (Figure 105b).

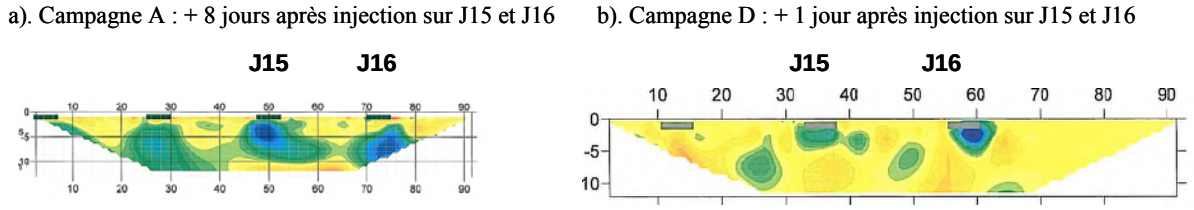


Figure 105 : Evolution des rayons d'action des chambres J15 et J16 avec les injections successives : a). Campagne A et b). Campagne D

Ceci pourrait être dû cependant à la diminution du signal en termes de variation de résistivité au fur et à mesure des injections : en effet, le déchet s'humidifiant peu à peu (55 m^3 injectés par chambre entre la campagne A et la campagne D), la variation de résistivité entre le déchet et le lixiviat injecté est moins nettement détectable. Une solution pour augmenter la visibilité du signal pour une campagne future serait d'injecter un lixiviat plus chargé en sels, dont la résistivité serait alors plus faible.

Mis à part pour la campagne A, ces rayons d'action sont du même ordre de grandeur (3 à 5 m) que ceux obtenus pour des tranchées horizontales (Grellier, 2005 ; Moreau et al., 2003).

Concernant la vitesse d'écoulement verticale du lixiviat, la modélisation a montré les limites de l'interprétation des profondeurs de bulbe observées. Les valeurs répertoriées dans le Tableau 52 sont donc purement indicatives. Cependant, de manière générale, le lixiviat ne semble pas s'écouler rapidement dans le massif de déchets. En effet, plusieurs jours après les injections, la variation de résistivité peut encore être observée sous les chambres, ce qui signifie que le ressuyage n'est pas complet (Figure 106). Ainsi, le lixiviat injecté contribue à l'augmentation de l'humidité du déchet (eau liée). Ceci est dû à la teneur en eau initiale du déchet (de l'ordre de 28 % $_{MH}$) qui est faible devant la capacité au champ.

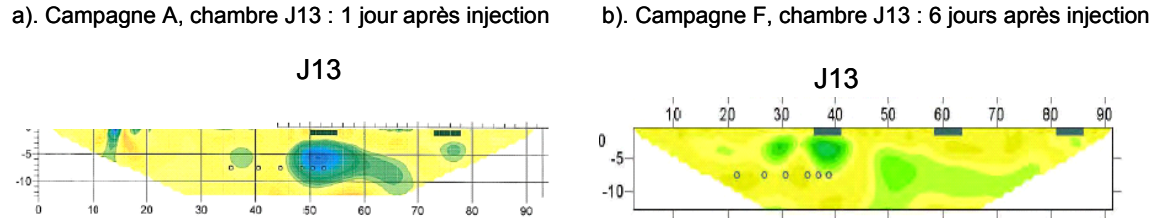


Figure 106 : Estimation des vitesses d'écoulement vertical a). Campagne A, 1 jour après injection sur J13, b). Campagne F, 6 jours après injection sur J13

La vitesse de vidange de la chambre semble néanmoins détectable. En effet, pour la campagne A, les bulbes d'injection se détachent rapidement de la chambre (Figure 106a), contrairement aux autres campagnes (Figure 106b). Ceci conforte les résultats obtenus par le relevé piézométrique.

Au vu de ces observations, il est difficile de conclure quant au remplissage des lysimètres, situés 6 m sous les chambres, par le lixiviat. En effet, alors que pour la première campagne, le bulbe d'injection observé semble atteindre nettement les lysimètres pour J13 et J32 (Figure 106a pour J13, par exemple), il reste en limite supérieure du haut des lysimètres pour les campagnes suivantes, ceci plusieurs jours après l'injection (Figure 106b pour J13, campagne F). Deux hypothèses peuvent expliquer ces différences :

(1) La perméabilité du déchet diminue au fur et à mesure des campagnes d'injection : lors de la première injection, le lixiviat se propage préférentiellement dans les macropores au sein du massif de déchet, et s'écoule donc rapidement. Les lysimètres, situés sous la chambre devraient alors se remplir. Puis le déchet se restructure et les fissures se colmatent peu à peu : l'écoulement est alors plus lent. Ceci serait conforme aux observations d'infiltration obtenues par le suivi piézométrique.
(2) La résolution verticale de la mesure géophysique sélectionnée n'est pas suffisante et les profondeurs atteintes observées sont exagérées : le lixiviat n'atteint donc pas les lysimètres, mais est absorbé par le déchet sous la chambre, pour contribuer à l'augmentation de sa teneur en eau.

Certains profils de variations de résistivité semblent indiquer des comportements particuliers de chambres d'injection. La chambre J31 se distingue des autres par sa localisation au sein d'une zone de résistivité particulièrement forte. En effet, le déchet environnant J31 a une résistivité de l'ordre de 150 Ω.m, ce qui correspond à la résistivité de la chambre, alors que la résistivité avoisine plutôt les 10 Ω.m autour des autres chambres (Figure 107).

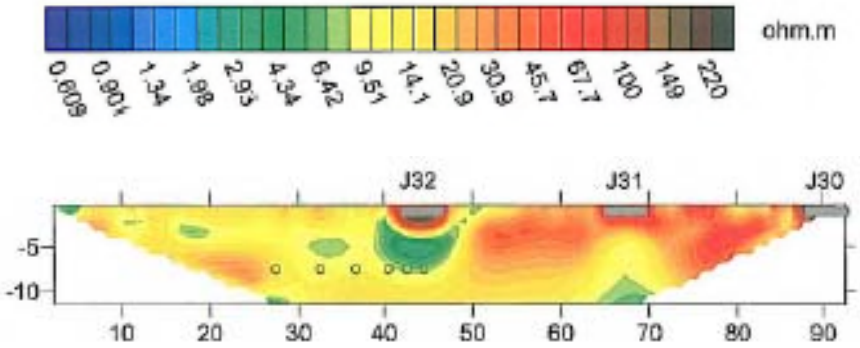


Figure 107 : Pseudo section de résistivité avant la campagne A pour J32 et J31

Ceci peut être dû soit à un déchet plus sec autour de J31, soit à un matériau plus poreux, de l'ordre de la porosité du matériau de remplissage de la chambre. Cette deuxième hypothèse expliquerait le comportement d'infiltration du lixiviat au niveau de cette chambre obtenu par le suivi piézométrique : le déchet étant plus perméable autour de cette chambre, le lixiviat a tendance à s'écouler plus facilement par gravité, et ne remplit pas le matériau drainant de la chambre.

IV.2.4 Comparaison entre les campagnes d'injection

Les électrodes de mesure n'ayant pas été déplacées entre les campagnes D, F et G, il est possible de comparer l'évolution de la résistivité du massif de déchets entre ces campagnes. Pour cela, l'impact de la couverture (2 m de terre) mise en place entre les campagnes D et F est négligé. La Figure 108 représente la variation de résistivité pour la flûte F4 entre les campagnes D et F. Elle indique plusieurs variations de résistivités qui ne semblent pas interprétables par une modification de l'humidité du déchet seule. Ces variations pourraient être dues soit à des artefacts d'inversion, soit à des modifications des propriétés du massif de déchet du fait de son évolution dans le temps (température, porosité, par exemple). Cependant, deux tendances apparaissent nettement sur ce profil :

- une diminution de la résistivité en surface du casier, qui pourrait être due à des infiltrations. Ces infiltrations sont plausibles, car il a plu entre les deux campagnes, et elles semblent localisées en partie basse de casier (Sud Ouest), là où des stagnations d'eau de pluie ont été observées en surface.

- une absence de variation de résistivité au niveau des lysimètres sous J32, qui impliquerait que le lixiviat ne se soit pas écoulé jusqu'à cette profondeur entre les deux campagnes.

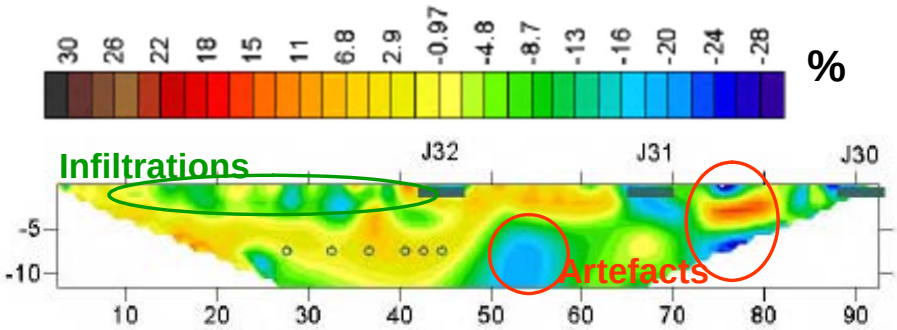


Figure 108 : Evolution de la résistivité du massif de déchet entre les campagnes D et F

La comparaison des profils entre les campagnes D et G indique encore plus de variations de résistivité, qui empêchent de conclure quant à l'évolution de l'humidité globale du massif de déchet. L'évolution des propriétés du déchet (due à la biodégradation) est alors trop importante devant les modifications causées par l'injection de lixiviat. Cette observation est conforme aux résultats obtenus par Grellier (2005).

Enfin, la comparaison de la résistivité du matériau drainant de J32 entre la campagne F et la campagne G permet de réfuter l'hypothèse émise au paragraphe IV.1, concernant le colmatage des piézomètres. En effet, la résistivité de J32 avant la campagne F est de l'ordre de 150 Ω.m (matériau drainant en marron-rouge), alors qu'elle ne vaut plus que 90 Ω.m (matériau drainant en rouge orangé) au maximum avant la campagne G (Figure 109). Cette importante variation de résistivité ne peut s'expliquer que par la présence d'eau dans la totalité de la chambre et la hauteur de lixiviat relevée dans les piézomètres représente bien le niveau de remplissage de la chambre. L'hypothèse de colmatage des piézomètres peut donc être réfutée.

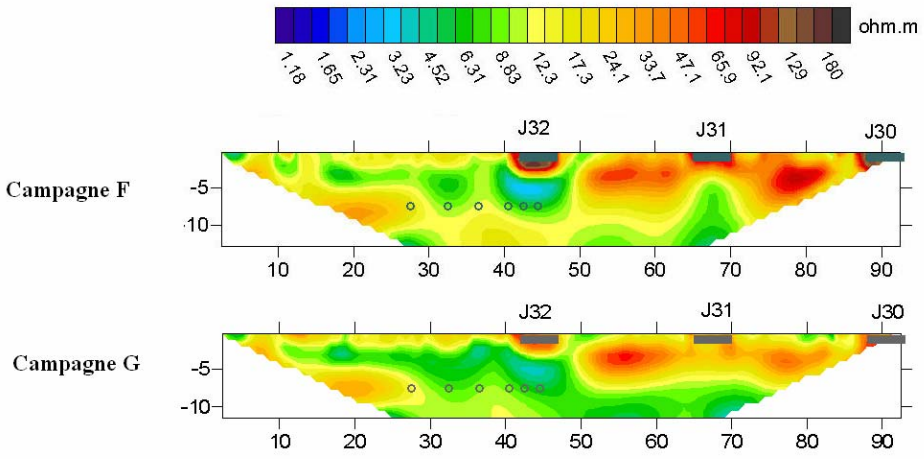


Figure 109 : Evolution de la résistivité entre la campagne F et la campagne G

En conclusion, le suivi de la résistivité du massif de déchet, bien que ne permettant pas d'évaluer l'évolution de l'humidité du déchet sur le long terme, permet à la fois de cartographier des hétérogénéités qui peuvent expliquer des écoulements préférentiels, et suivre des injections de lixiviat sur le court terme.

Ainsi, des rayons d'action des chambres d'injection ont pu être déterminés : d'une largeur minimale équivalente à la largeur de la chambre, les bulbes d'injection des différentes chambres peuvent se rejoindre, ce qui implique une humidification du massif de déchet sur toute la largeur du casier.
Des modifications des vitesses d'écoulement sont également détectées au fur et à mesure des campagnes d'injection, qui corrèlent les résultats obtenus par le suivi piézométrique. Les profondeurs de pénétration du lixiviat sont par contre difficilement mesurables, et il n'est pas possible de conclure à l'aide des mesures géophysiques seules, concernant la propagation du lixiviat jusqu'aux lysimètres.
Par ailleurs, le signal mesuré semble moins net pour les dernières campagnes, du fait de la diminution de contraste entre le lixiviat injecté et le massif de déchet dont l'humidité augmente avec les injections. Il peut être envisagé pour les injections futures, d'injecter du lixiviat plus chargé afin de renforcer le signal.

IV.3 Suivi des lysimètres

La Figure 110 présente l'évolution du volume de liquide collecté dans chaque lysimètre en fonction du temps, sur une période de huit mois après la première injection, pour les chambres J32 (Figure 110a) et J13 (Figure 110b).

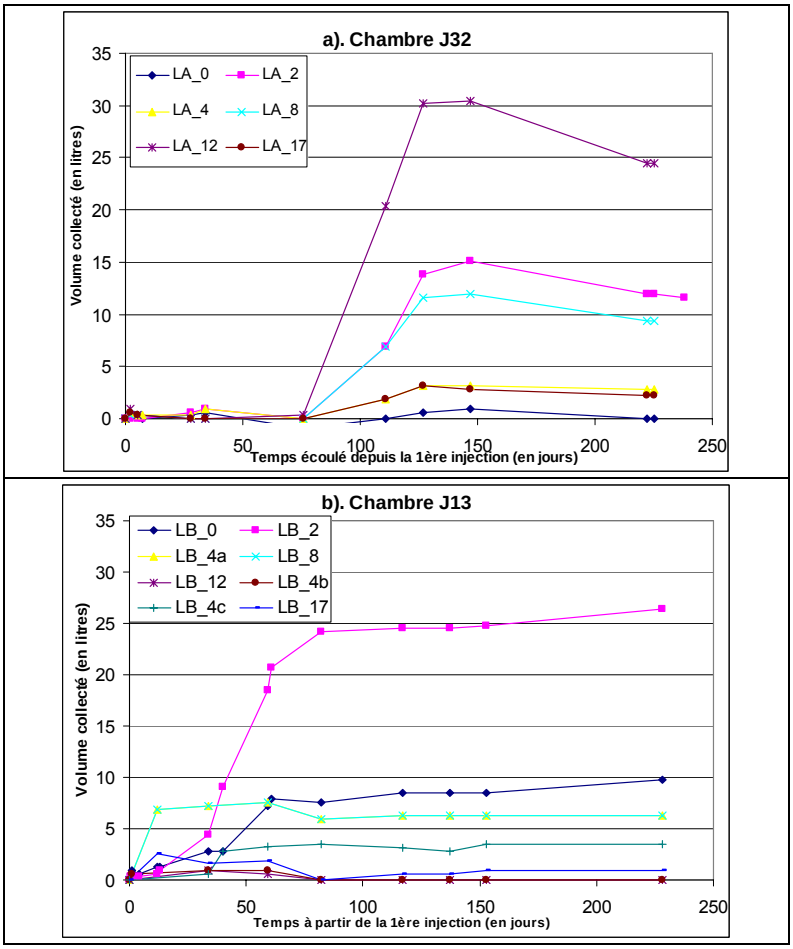


Figure 110 : Volume de liquide collecté dans les lysimètres sous les chambres J32 (a) et J13 (b)

Des échantillons de liquide ont été prélevés pour les lysimètres ayant reçu les volumes les plus importants : LA_2 et L1_12 pour J32 et LB_0 et LB_2 pour J13. Les résultats de ces analyses sont présentés dans le Tableau 53.

Tableau 53 : Analyse du liquide collecté dans les lysimètres

Chambre	Lysimètre	Temps écoulé jours	Résultats d'analyse						
			Aspect couleur	**pH**	**Conductivité** $\mu S.cm^{-1}$	**NT** $mg.l^{-1}$	**NH_4^+** $mg.l^{-1}$	**Cl^-** $mg.l^{-1}$	**DCO** $mg.l^{-1}$
J32	LA_2	111	Transparent	5,1	880				
		127	Transparent	4,9	593	<20	<2	87,5	24000
	LA_12	111	Transparent	4,2	320				
		127	Transparent	5,7	2400				
J13	LB_0	59	Transparent	5,5	440				
		153	Transparent	5,4	400	<20	<2	86	4000
	LB_2	41	Transparent	4,5	340				
		59	Transparent	4,5	460				
		153	Transparent	4,4	450				
Valeur moyenne			**Transparent**	**4,9**	**698**				

Le liquide collecté présente des caractéristiques très éloignées de celles du lixiviat injecté (Tableau 44). Son aspect transparent notamment, indique clairement qu'il ne peut pas s'agir de lixiviat ayant percolé à travers 6 m de déchets. Il semblerait qu'il s'agisse plutôt de condensat de biogaz, issu de la différence de température entre le fond du drain de collecte, situé dans le massif de déchets et le haut, qui se trouve à l'air ambiant.
Des analyses complémentaires ont été réalisées sur deux prélèvements (LA_2 après 127 jours et LB_0 après 153 jours), à l'aide de kits Hach Lange, afin de confirmer cette hypothèse. Les deux échantillons présentent des charges polluantes beaucoup plus faibles que celles des lixiviats injectés, que ce soit pour la conductivité, l'azote, l'ammoniac ou le chlore. Seule la DCO est très élevée par rapport à celle du lixiviat injecté.
Peu de données existent dans la littérature caractérisant le condensat de biogaz, ces données sont par ailleurs assez variables. Cossu et Reiter (1996) synthétisent, à partir de données issues de différentes ISDND, les caractéristiques pouvant être considérées typiques d'un condensat non contaminé par du lixiviat (Tableau 54). Le condensat est généralement caractérisé par un pH acide (< 7), ce même si le pH du lixiviat du casier est plus élevé. Il y a en effet un transfert négligeable dans la phase gazeuse des sels tels que les carbonates, phosphates ou borates, qui tamponnent normalement le lixiviat. Cette absence relative de sels est confirmée par les faibles valeurs de conductivité (< 2000 $\mu S.cm^{-1}$). Les substances organiques (DCO, DBO, AGV), quant à elles, sont généralement plus faibles que dans le lixiviat, mais elles peuvent varier fortement d'un site à l'autre ; des valeurs de DCO entre 5 000 et 50 000 $mg.l^{-1}$ ont été observées.

Tableau 54 : Données pouvant être considérées comme typiques d'un condensat non contaminé par du lixiviat (Cossu et Reiter, 1996)

Paramètre	Unité	Valeur
pH	-	< 7
DCO	$mg.l^{-1}$	<1000
$N\text{-}NH_4$	$mg.l^{-1}$	20-40
Conductivté	$\mu S.cm^{-1}$	<2000

En conclusion, près de 8 mois après la première injection sur les chambres J32 et J13, et après des volumes totaux injectés respectifs de près de 85 et 250 m^3 respectivement, aucun lixiviat n'a été collecté dans les lysimètres, ce qui semble contraire à certaines observations géophysiques : le bulbe d'injection semble atteindre les lysimètres pour la campagne A (Figure 106a). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer ce phénomène :

(1) Sous-dimensionnement des lysimètres

L'espacement entre deux lysimètres est trop grand devant les chemins préférentiels, ceci peut être envisagé puisque l'ordre de grandeur de la résolution des mesures géophysique est supérieur à l'espacement inter-électrode ; cet espacement étant de 2 m, la résolution de la géophysique ne permet pas de distinguer les flux entre les lysimètres (espacés de 2 m pour les lysimètres directement sous les chambres). Ainsi, la forme du bulbe d'injection observée par les mesures géophysiques (Figure 111a) ne reflèterait pas l'existence de chemins préférentiels (Figure 111b). Cette hypothèse impliquerait cependant que la perméabilité du déchet placé entre les lysimètres soit supérieure à celle du gravier de remplissage des lysimètres, ce qui semble peu plausible.

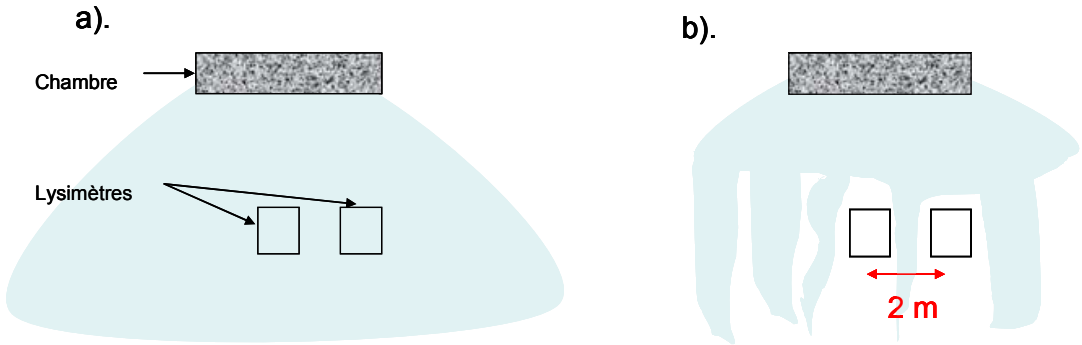


Figure 111 : Schématisation de la forme du bulbe d'injection (a) Visualisation géophysique (b) Prise en compte des chemins préférentiels

(2) Tassement différentiel des lysimètres

Du fait de leur remplissage avec du gravier de densité deux fois plus forte que celle du déchet environnant, les lysimètres peuvent constituer des points durs, dont le tassement est accentué par rapport au reste du massif. Ces tassements différentiels pourraient entrainer, dans le cas extrême, une cassure des drains de collecte au niveau des points de soudure, ou plus vraisemblablement des zones de rupture de pente, où le lixiviat ne s'écoulerait plus de manière gravitaire (Figure 112). Il serait alors nécessaire que le drain de collecte soit entièrement en charge pour que le lixiviat puisse s'écouler.

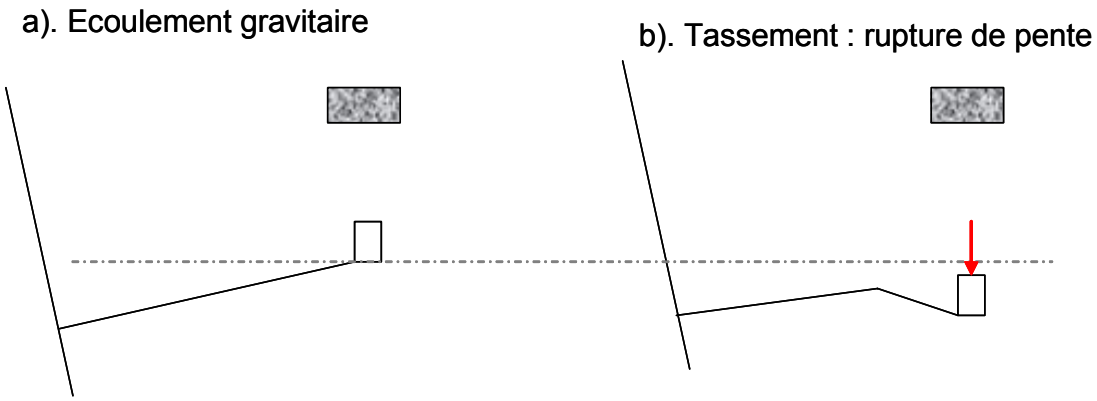


Figure 112 : Ecoulement des lixiviat dans le drain de collecte des lysimètres (a) Configuration initiale (écoulement gravitaire) ; (b) Configuration dégradée due aux tassements (rupture de pente)

(3) Volumes de lixiviat injectés trop faibles

Les quantités de lixiviats injectées ne suffisent pas pour atteindre la saturation du déchet sous-jacent. Dans ce cas, la variation de résistivité observée par les mesures géophysiques serait due à une augmentation de l'humidité du déchet (eau liée) et non à l'écoulement d'eau libre.
Pour vérifier cette hypothèse, un calcul estimatif de la quantité à injecter pour saturer le déchet a été réalisé, à partir des hypothèses suivantes :

- humidité initiale du déchet proche de l'humidité mesurée dans le paragraphe III.1.2 : de l'ordre de 28 $\%_{MH}$;
- le déchet est supposé à saturation pour une teneur en eau égale à 40 $\%_{MH}$;
- le bulbe d'injection est de forme sphéroïdale, il pénètre sur une profondeur de 8 m et son rayon d'action est de l'ordre de 7,5 m, ce qui représente un volume de déchets de 942 m^3, (il s'agit d'une hypothèse haute : c'est le rayon d'action maximal observé) ;
- la densité du déchet est de 1.

La quantité de lixiviat à injecter ainsi calculée, et qui correspond à une valeur haute, est de 200 m^3. Le massif de déchets sous la chambre J13, qui a reçu 240 m^3 devrait donc être saturé, avec un excès de 40 m^3 d'eau libre. En rapportant ce volume à la surface d'un lysimètre (0,79 m^2), par rapport à la surface totale mouillée (176 m^2), 170 l devraient avoir percolé dans le lysimètre LB_0, positionné directement sous la chambre.

En conclusion, aucun lixiviat n'a été collecté après 250 jours de ressuyage du massif de déchets et 250 m^3 injectés. Ce résultat diffère des études de Rosqvist et al. (1997) et de Zhao et al. (2003 et 2008) pour lesquelles du lixiviat a été collecté dans respectivement huit lysimètres sur neuf et sur un lysimètre sur deux en une période plus courte.
L'hypothèse d'un disfonctionnement des lysimètres (dû aux tassements ou à un mauvais dimensionnement initial) ne peut pas être complètement écartée, même si elle paraît peu plausible du fait de la courte période (inférieure à un an) entre l'installation des lysimètres et les injections. Dans le cas contraire, ces observations impliqueraient que les écoulements ne soient pas assez rapides pour atteindre les lysimètres, ce qui semble corrélé par la géophysique. La principale différence entre cette étude et celles de la littérature réside dans la profondeur des lysimètres installés : 6 m contre respectivement entre 0,5 et 2,5 m et entre 1,5 et 3 m de profondeur.

La validité de cette hypothèse concernant les vitesses d'écoulement peut être évaluée à travers une modélisation, telle que présentée dans le paragraphe suivant.

IV.4 Modélisation des écoulements

L'objectif de cette modélisation est de répondre aux questions suivantes :

- Comment expliquer les vitesses d'écoulement observées à l'aide des mesures piézométriques ?
- L'hypothèse concernant les lysimètres est-elle valable ?
- Quel est l'impact des hétérogénéités de perméabilité sur les écoulements ?

Les résultats des simulations sont comparés aux résultats obtenus avec le suivi piézométrique et les mesures géophysiques pour une chambre type : la chambre J32. Cette chambre présente en effet un comportement intéressant puisque ses vitesses d'infiltration diminuent fortement avec les injections successives.

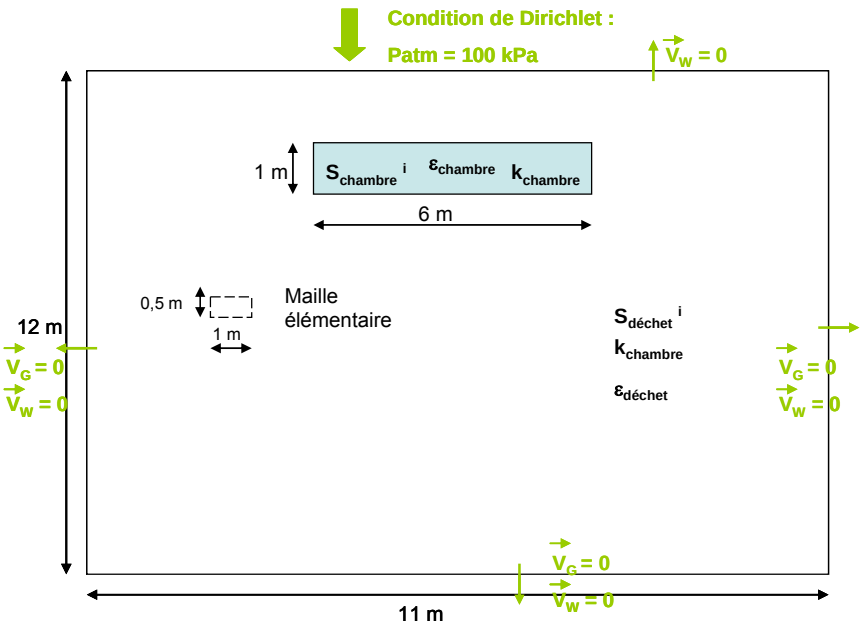


Figure 113 : Schématisation du problème traité, avec conditions aux limites

Pour cela, la vidange d'une chambre d'injection pré-remplie de lixiviat est simulée (Figure 113). Le code de calcul MATAABIO développé par D. Chenu au cours de sa thèse est repris (Chenu, 2007). Ce code résout les équations de pression (Équation 49) et de saturation (Équation 50) où les vitesses sont exprimées en fonction de la loi de Darcy, comme présenté dans la partie A. Contrairement aux modèles couramment utilisés (HYDRUS 2D, HELP, SUTRA), la pression de gaz est prise en compte dans les écoulements. Dans cette application, les termes de production de gaz ou de liquide sont négligés, les temps de la simulation étant courts. Aucun terme d'absorption par le déchet n'est pris en compte, du fait de l'absence de données.

Équation 49 $$\frac{\partial \varepsilon (1-S)\rho_G}{\partial t} + \overline{\nabla} \cdot (\rho_G \overline{v_G}) = 0$$

Équation 50 $$\frac{\partial S \varepsilon \rho_W}{\partial t} + \overline{\nabla} \cdot (\rho_W \overline{v_W}) = 0$$

Les vitesses de Darcy sont exprimées selon l'Équation 51 pour la phase gazeuse et l'Équation 52 pour la phase liquide.

Équation 51 $$\overline{v_G} = -\frac{1}{\eta_G} \overline{\overline{k_G}} \cdot (\overline{\nabla} P_G - \rho_G \overline{g})$$

Équation 52 $$\overline{v_W} = -\frac{1}{\eta_L} \overline{\overline{k_W}} \cdot (\overline{\nabla} P_W - \frac{\partial Pc}{\partial S} \overline{\nabla} S - \frac{\partial Pc}{\partial T} \overline{\nabla} T - \rho_W \overline{g})$$

Les coefficients de perméabilité relative pour les phases gazeuses et liquides sont exprimés à partir de l'Équation 53 et de l'Équation 54 respectivement.

Équation 53 $$k_{rG} = (1 - S_e)^{\eta_G}$$

Équation 54 $$k_{rW} = (S_e)^{\eta_{W_W}}$$

Avec : k_{rG} : Coefficient de perméabilité relative de la phase gazeuse
k_{rW} : Coefficient de perméabilité relative de la phase liquide
n_G : Paramètre de Brooks et Corey pour la phase gazeuse
n_W : Paramètre de Brooks et Corey pour la phase liquide

$$S_e = \frac{S - S_{irréductible}}{S_{\max} - S_{irréductible}}$$: Saturation efficace

Dans cette série de tests, un casier d'ISDND de largeur 11 m et de profondeur 12 m est simulé, en résolvant les équations de pression et de saturation. Le massif est discrétisé en mailles d'1 m dans le sens horizontal et de 50 cm dans le sens vertical. Une chambre de largeur 6 m et de profondeur 1 m, remplie d'un matériau avec une perméabilité plus importante (1.10^{-9} m^2) est initialisée à une saturation de 95 %, afin de simuler un état initialement rempli. La saturation dans le reste du domaine (déchet) est initialisée à 15 %. La saturation irréductible du modèle vaut 0,2 %. La porosité du déchet est fixée par défaut à 35 % et la porosité de la chambre vaut 45 % (valeur pour le matériau de remplissage type calcaire 20-65 mm).
La vidange de la chambre préalablement remplie est simulée sur une période d'environ 15 jours. Aucune injection n'est effectuée durant cette période et seule la gravité opère à l'intérieur du domaine. Des conditions de vitesse nulle sur l'ensemble des faces sont fixées pour l'équation de saturation des deux phases (liquide et gazeuse), excepté pour la face supérieure du casier où une condition de Dirichlet impose une pression atmosphérique de 100 kPa.
Les propriétés physiques utilisées pour les simulations sont réunies dans le Tableau 55.

Tableau 55 : Propriétés des paramètres utilisées pour les simulations

Paramètre	Définition	Valeur ou calcul
$S_{chambre}$[1]	Saturation initiale de la chambre	95 %
S_{max}	Saturation maximale	99,9 %
$S_{irréductible}$	Saturation irréductible du modèle	0,2 %
$S_{déchet}$[1]	Saturation initiale du déchet	15 %
$\varepsilon_{chambre}$	Porosité de la chambre	45 %
$\varepsilon_{déchet}$	Porosité du déchet	35 %
η_G	Viscosité de la phase gazeuse	$17,6.\ 10^{-6}$ Pa.s
η_W	Viscosité de la phase liquide	$1,0.\ 10^{-3}$ Pa.s
n_G	Paramètre de Brooks et Corey pour la phase gazeuse	3
n_W	Paramètre de Brooks et Corey pour la phase liquide	3
ρ_W	Masse volumique de la phase liquide	1000 $kg.m^{-3}$

Plusieurs tests sont réalisés, avec des perméabilités du déchet différentes. Le Tableau 56 indique plusieurs valeurs de perméabilités calculées à partir de la littérature. La plupart des mesures réalisées (sauf Stoltz et Gourc, 2007) sont des mesures de conductivité hydraulique (K en $m.s^{-1}$). Afin d'exprimer ces valeurs en terme de perméabilité intrinsèque (k en m^2), l'Equation 55 est utilisée, en considérant par défaut que le fluide a les propriétés de l'eau (valeurs η_W et ρ_W présentées dans le Tableau 55).

Équation 55 $$k = K\frac{\eta_W}{\rho_W g}$$

Avec : k : Perméabilité intrinsèque (m^2)
K : Conductivité hydraulique ($m.s^{-1}$)
ρ : Masse volumique du fluide ($kg.m^{-3}$)
η : Viscosité dynamique du fluide (Pa.s)

Ainsi, pour un déchet en surface de casier, donc comprimé principalement par la compaction appliquée lors de la mise en place (de l'ordre de 40 à 50 kPa), une perméabilité initiale de l'ordre de 1.10^{-11} m^2 peut être estimée.

Tableau 56 : Valeurs de conductivités hydrauliques et perméabilités mesurées dans la littérature

Référence	Echelle de l'étude	Charge appliquée (kPa)	Masse volumique humide ($t.m^{-3}$)	Conductivité hydraulique (K en $m.s^{-1}$)	Perméabilité intrinsèque (k en m^2)
Oweis et al., 1990	Test de pompage sur site	300 kPa (30 m de profondeur)	0,6	$1.\ 10^{-5}$	*$1.\ 10^{-13}$*
Rowe et Nadarajah (1995)	Test de pompage sur site	Non précisée	Non précisé	$1.\ 10^{-4}$ à $1.\ 10^{-8}$	*$1.\ 10^{-11}$ à $1.\ 10^{-15}$*
Landva et al., 1998	Tests de percolation sur site, en surface Colonne de laboratoire, de 45 cm de diamètre et 54 cm de haut Colonne de laboratoire de 76 cm de diamètre et 45 cm de haut	 0 à 60 kPa 0 à 60 kPa	Non précisé 1	$4.\ 10^{-4}$ à $1.\ 10^{-5}$ Verticale : $2.\ 10^{-5}$ à $6.\ 10^{-7}$ Horizontale : $1.\ 10^{-4}$ à $1.\ 10^{-6}$	*$4.\ 10^{-11}$ à $1.\ 10^{-12}$* *$2.\ 10^{-12}$ à $6.\ 10^{-14}$* *$1.\ 10^{-11}$ à $1.\ 10^{-13}$*
Hudson et al., 1999 ; Powrie et Beaven, 1999	Cellule de compression de 2 m de diamètre et de 3 m de haut	40 à 600 kPa	0,6 à 1,1	$1{,}5.10^{-4}$ à $3{,}7.10^{-8}$	*$1{,}5.\ 10^{-11}$ à $4.\ 10^{-15}$*
Jang et al. (2002)	Colonne de laboratoire de 7,2 cm de diamètre et de 12 cm de haut	Aucune	0,8 à 1,2	$3.\ 10^{-5}$ à $3.\ 10^{-6}$	*$3.\ 10^{-12}$ à $3.\ 10^{-13}$*
Olivier, 2003	Cellule de compression de section carrée de 1 m et de 1 m de haut	130 kPa	0,6	$1.\ 10^{?7}$ à $6\ 10^{?7}$	*$1.\ 10^{?14}$ à $6\ 10^{?14}$*
Stoltz et Gourc, 2007	Colonne de laboratoire de 27 cm de diamètre et 30 cm de haut	0 à 150 kPa		*10^{-3} à 10^{-5}*	10^{-10} à 10^{-12}

En italique sont indiquées les valeurs calculées à partir de l'Equation 12

Les tests réalisés sont les suivants :

- Test 1 : Perméabilité homogène, isotrope de 1.10^{-11} m^2
- Test 2 : Perméabilité homogène, anisotrope : 1.10^{-11} m^2 verticalement, 3.10^{-11} m^2 horizontalement
- Test 3 : Perméabilité aléatoire : variance de 4.10^{-12} m^2 sur les perméabilités anisotropes du test 2
- Test 4 : Perméabilité homogène, isotrope : 1.10^{-12} m^2
- Test 5 : Perméabilité homogène, anisotrope : 1.10-^{12} m^2 verticalement, 3.10^{-12} m^2 horizontalement
- Test 6 : Perméabilité aléatoire : variance de 1.10^{-13} m^2 sur les perméabilités anisotropes du test 5
- Test 7 : Perméabilité isotrope : 1.10^{-13} m^2

Les résultats de ces simulations, présentant l'évolution de la saturation dans une section coupant la chambre en son centre, à différents temps après l'injection, sont reportés en Annexe 11 et résumés dans le Tableau 57. La Figure 114 présente les résultats de simulation pour le test 1 ; afin de les comparer aux mesures géophysiques réalisées pour la chambre J32, campagne A, la Figure 115 rappelle également ces résultats.

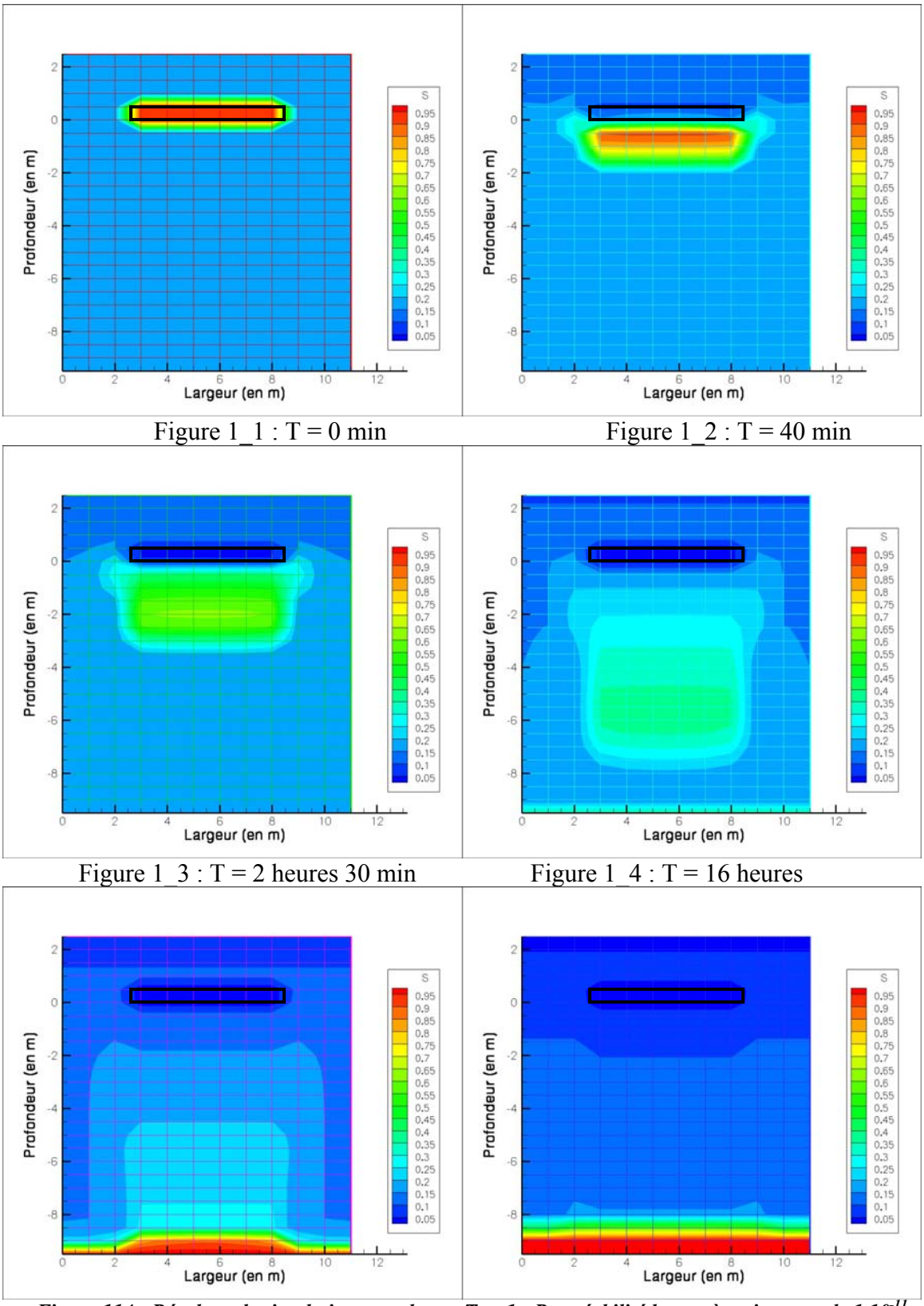


Figure 1_1 : T = 0 min

Figure 1_2 : T = 40 min

Figure 1_3 : T = 2 heures 30 min

Figure 1_4 : T = 16 heures

Figure 114 : Résultats de simulation pour le test Test 1 : Perméabilité homogène, isotrope de 1.10^{-11} m^2

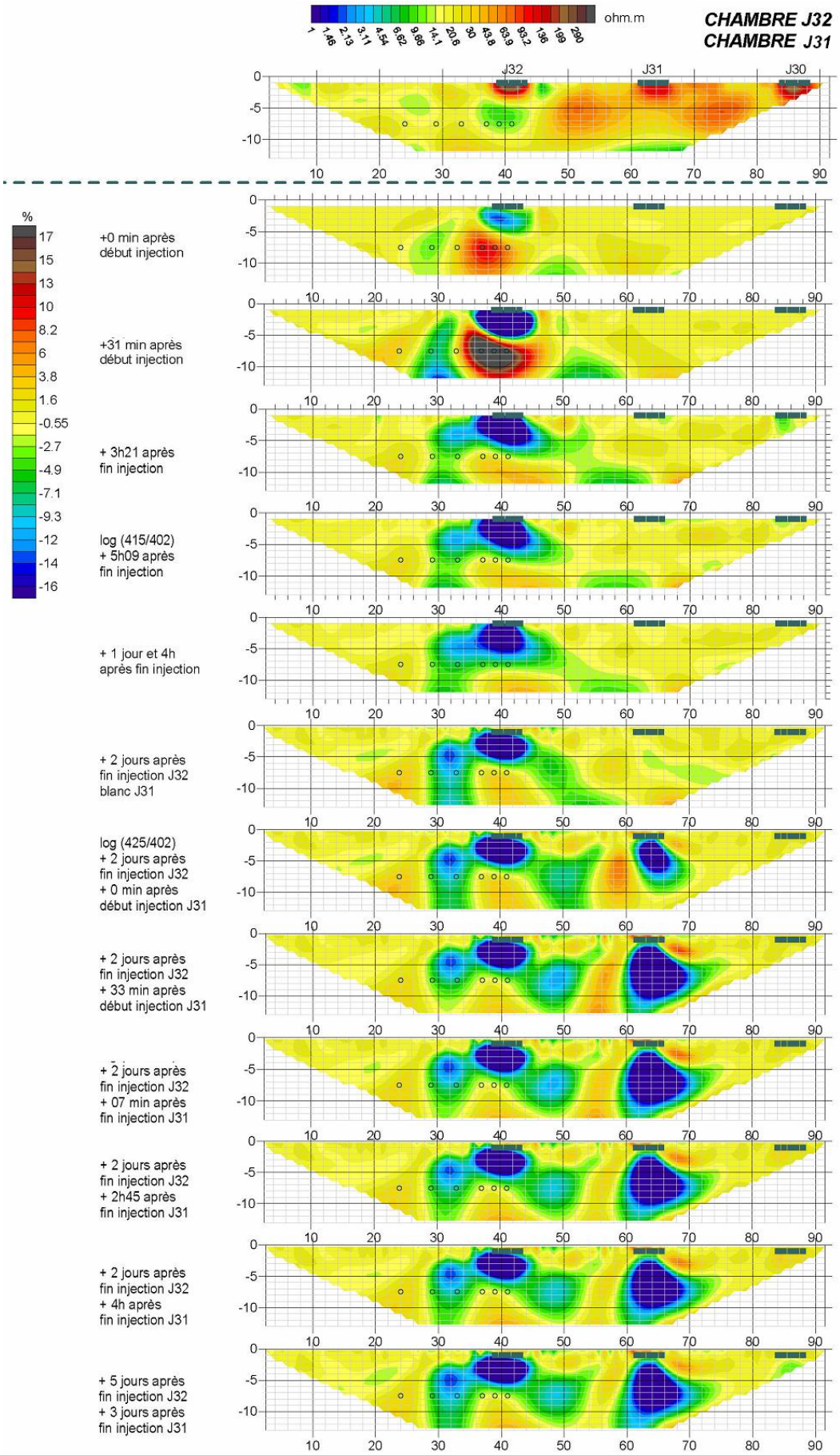


Figure 115 : Résultats des mesures géophysiques pour la chambre J32, campagne A

Tableau 57 : Résultats de simulation des différents tests d'injection

Test	Isotropie	Perméabilité	Homogénéité	Rayon d'action	Temps de vidange	Temps pour atteindre 6 m	Temps pour ressuyage
1	Oui	10^{-11} m^2	Oui	4,5 m	40 min	16 h	5 jours 22 h
2	Non		Oui	5 m	40 min	14 h	6 jours 14 h
3	Non		Non	5 m	40 min	9 h	6 jours
4	Oui	10^{-12} m^2	Oui	3,5 m	2 h	7 jours	13 jours
5	Non		Oui	4 m	2 h	7 jours	13 jours
6	Non		Non	3,5 m	2 h	7 jours	14 jours
7	Oui	10^{-13} m^2	Oui	3 m	1 jour	> 27 jours	> 27 jours

Contrairement à la valeur de perméabilité, l'anisotropie et l'hétérogénéité du déchet n'influencent pas spécifiquement les vitesses d'écoulement du bulbe d'injection (temps caractéristiques identiques). L'anisotropie augmente le rayon d'action du bulbe d'injection, alors que l'hétérogénéité tend à créer des zones plus ou moins saturées au sein des bulbes d'injection.

Pour une perméabilité du déchet de l'ordre de 10^{-11} m^2, la chambre est complètement vidée au bout de 40 minutes. Sa saturation est plus faible que celle du domaine environnant : la forte perméabilité de la chambre permet d'atteindre la saturation irréductible du modèle en moins de 2 heures. Lorsque la perméabilité diminue d'un facteur 10, la durée de vidange augmente à 2 heures. Ces valeurs correspondent aux durées observées pour les campagnes A et D respectivement (Figure 116). Pour une perméabilité encore diminuée d'un facteur 10 (10^{-13} m^2), la durée de vidange atteint une journée, ce qui correspond à la vitesse de vidange observée pour la campagne F.

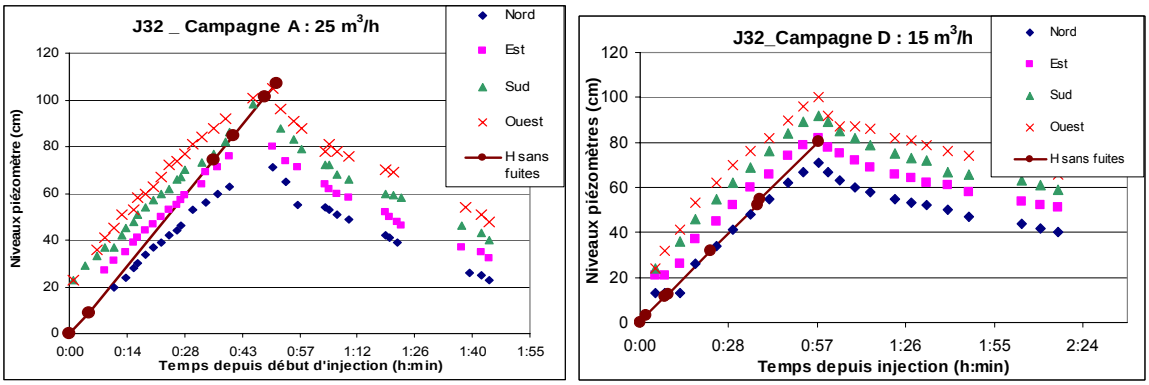


Figure 116 : Comparaison des durées de vidange entre les campagnes A et D, chambre J32

Plus que les valeurs de perméabilité, ce sont les ratios entre la perméabilité du matériau drainant et celle du déchet qui régissent les vitesses de vidange de la chambre. Les ratios simulés (100 pour les tests 1 à 3, 1 000 pour les tests 4 à 6 et 10 000 pour le test 7) semblent donc correspondre aux observations réalisées pour les campagnes A, D et F respectivement. Ainsi, l'hypothèse de diminution de perméabilité du déchet au fur et à mesure des campagnes d'injection pourrait expliquer la diminution des vitesses d'écoulement observées. Cependant, la diminution de perméabilité d'un facteur 100 en quatre mois (entre les campagnes A et F) semble peu probable. En effet, la seule surcharge complémentaire appliquée entre la campagne A et la campagne F correspond à la mise en place de 2 à 3 m de couverture, qui peut être évaluée à une contrainte de 30 kPa. Or, Stoltz et Gourc (2007) mesurent des perméabilités variant d'un facteur 10 seulement (de 10^{-11} m^2 à 10^{-12} m^2) pour une forte augmentation de contrainte (100 kPa). L'hypothèse du colmatage du matériau drainant au sein de la chambre d'injection ne doit donc pas être complètement écartée. Elle impliquerait alors soit la formation d'une couche très peu perméable dans le fond de la chambre (perméabilité de

l'ordre de 10^{-12} ou 10^{-13}, comme calculé), soit une modification de la porosité du matériau drainant, non prise en compte dans la simulation (hypothèse de porosité fixée et invariante).

Concernant les vitesses d'écoulement du lixiviat au sein du massif de déchets, la simulation pour une perméabilité de 10^{-11} m^2 permet d'évaluer qu'une durée de 16 heures est nécessaire pour atteindre les lysimètres (profondeur 6 m), et que 5 jours sont nécessaires pour ressuyer complètement le massif (l'intégralité de la phase liquide présente dans la chambre en début de simulation a alors atteint le fond du casier). En comparaison, les profils géophysiques pour la campagne A (Annexe 10, chambre J32, campagne A) indiquent que le bulbe d'injection atteint les lysimètres au bout de 5 heures et semble y stagner durant les 5 jours après l'injection. La différence de durée pour atteindre les lysimètres confirme l'hypothèse de mauvaise résolution verticale de la géophysique : les bulbes d'injection ne peuvent pas atteindre cette profondeur en si peu de temps avec cet ordre de grandeur de perméabilité. A l'inverse, les durées de ressuyage relativement faibles obtenues avec les simulations par rapport aux observations géophysiques semblent soit indiquer une surestimation de la perméabilité du déchet, soit mettre en évidence l'absorption du lixiviat par le déchet, phénomène non pris en compte dans la modélisation.

Les rayons d'actions calculés par la modélisation (entre 3 et 5 m) sont largement plus faibles que ceux observés avec les mesures géophysiques pour la campagne A (13 m pour la chambre J32), mais de l'ordre de grandeur des campagnes suivantes (3 m pour J32) (Tableau 52). Deux hypothèses pourraient expliquer ce phénomène :

(1) L'anisotropie de perméabilité du déchet :

Du fait de la stratification horizontale du déchet lors de sa mise en place, une différence entre la perméabilité horizontale k_h et la perméabilité verticale k_v peut exister. Landva et al. (1998) mesurent des différences pouvant aller jusqu'à un ordre de grandeur ; Hudson et al. (1999) déterminent un ratio k_h/k_v variant de 2 à 5, pour des charges appliquées allant de 40 à 600 kPa. Pour ces ordres de grandeur, le test 2 ($k_h/k_v = 3$) n'indique qu'une augmentation réduite du rayon d'action (5 m au lieu de 4,5 m). Cette hypothèse peut donc difficilement expliquer le fort rayon d'action observé avec les mesures géophysiques lors de la campagne A, d'autant que la diminution d'anisotropie de perméabilité entre les campagnes A et D ne serait pas justifiée.

(2) L'absorption d'humidité par capillarité

Le déchet mis en place est initialement sec (teneur en eau estimée à 28 $\%_{MH}$), il possède donc une capacité d'absorption importante. La quantité de lixiviats injecté lors de la première injection peut donc être principalement absorbé et se propager par capillarité dans la microporosité. Du fait de la stratification horizontale lors de la mise en place du déchet, cette propagation pourrait être principalement latérale. Au fur et à mesure des injections, le déchet étant moins sec, la capacité d'absorption du lixiviat dans les micropores s'affaiblit, ce qui diminue d'autant le rayon d'action des systèmes d'injection.

Ainsi, les résultats de ces simulations permettent à la fois d'estimer des ordres de grandeur des perméabilités du déchet, et de valider certaines hypothèses émises suite au suivi de terrain. L'hypothèse de diminution de perméabilité du déchet au fur et à mesure des campagnes d'injection semble notamment validée, mais l'hypothèse de colmatage de la chambre d'injection doit également être conservée.
De même, l'hypothèse d'échange de type « double milieu » (Chenu, 2007) engendrant la présence d'une phase mobile réduite ou à écoulement lent parait justifiée, ce qui pourrait

expliquer pourquoi aucun lixiviat n'a été collecté dans les lysimètres à ce jour. Le terme d'absorption du lixiviat par le déchet ne peut donc pas être négligé, au moins durant la période d'humidification avant que le déchet ne soit à capacité au champ. Du fait de l'absence de données concernant cette capacité d'absorption par le déchet, il n'est à ce jour pas pris en compte dans les modèles. Pour l'intégrer dans les équations du code de calcul, il serait nécessaire de réaliser des expériences d'absorption de lixiviat par le déchet, en fonction de sa composition, mais aussi de son état de dégradation.

V Conclusions sur les essais d'injection

Globalement, la synthèse des systèmes d'injection existants a mis en évidence des besoins en termes de dimensionnement. Un système d'injection doit pouvoir à la fois permettre d'obtenir une humidification homogène du massif de déchets, d'atteindre la teneur en eau optimale en un temps satisfaisant (en général inférieur à 5 ans), et d'assurer une recirculation pérenne sur une durée plus longue. Les paramètres clé d'un système d'injection sont donc son rayon d'action, son taux d'injection fonctionnel et sa robustesse sur le long terme. Parmi les systèmes existants, les bassins drainants enterrés semblent prometteurs, mais peu d'études ont fait l'objet d'un suivi instrumenté.

Un lot de huit bassins drainants individuels, d'une surface de 30 m^2 environ et d'1 m de profondeur, appelés chambres d'injection, a donc été mis en place sur site, afin de tester leur fonctionnement, et l'impact du type de matériau de remplissage sur les performances du système.

V.1 Conclusions sur l'instrumentation

Une instrumentation adaptée a due être mise en place, afin de suivre à la fois la distribution de l'humidité dans le massif de déchets et le fonctionnement des chambres pour les injections successives. Pour cela, un dispositif de mesures géophysiques de résistivité a été installé (suivi de la répartition 2D des bulbes d'injections), ainsi que des lysimètres (mesures ponctuelles de flux de lixiviat) et des piézomètres au sein des chambres (remplissage et vidange des chambres). En parallèle une modélisation des écoulements a été réalisée, à l'aide du code de calcul MATAABIO (développé par D. Chenu dans le cadre de sa thèse) afin de vérifier certaines hypothèses.

La mesure de résistivité étant une mesure indirecte, son interprétation nécessite de bien connaitre la résolution d'une telle méthode et les limites de son inversion. Pour cela, une modélisation préalable a été réalisée, à l'aide du logiciel Res2DMod (paragraphe IV.2.2.). Les résultats de cette modélisation indiquent une bonne résolution latérale (de l'ordre d'1 m), ce qui permet une lecture fiable à la fois des rayons d'action et des formes des bulbes d'injection sur les profils géophysiques. Cependant, la résolution verticale est plus faible, et les profondeurs et vitesses d'infiltration ne sont donc pas détectables précisément avec cette méthode de suivi. Ce constat renforce l'intérêt de mesures complémentaires (lysimètres, piézomètres et modélisation des écoulements). Une fois ces considérations admises, le suivi de la résistivité du massif de déchet, bien que ne permettant pas d'évaluer l'évolution de l'humidité du déchet sur le long terme, permet à la fois de cartographier des hétérogénéités qui peuvent expliquer des écoulements préférentiels, et suivre des injections de lixiviat sur le court terme. Une hypothèse de diminution de la résolution avec les injections successives a cependant été soulevée, au vu des différences importantes de résultats obtenus entre la première et la dernière campagne : le bulbe d'injection est nettement plus restreint, ce qui peut s'expliquer par une propagation plus faible du lixiviat, mais également par une diminution du signal mesuré. En effet, la mesure réalisée correspond à la variation de résistivité entre deux instants, or le lixiviat injecté a une conductivité relativement faible et le déchet a tendance à s'humidifier au cours des campagnes d'injections. Pour écarter cette hypothèse, il faudrait réaliser une injection avec du lixiviat très chargé en sels (plus conducteur), afin d'augmenter le contraste.

L'instrumentation sélectionnée pour obtenir des mesures ponctuelles de flux de lixiviat (les lysimètres) possède l'inconvénient d'être enterrée et inaccessible pour vérification de son fonctionnement en cours d'expérience. La complexité du matériau déchet et l'évolution physique du massif de déchet au cours du temps soulève en effet des questions quant à l'intégrité d'un tel système après sa mise en place. Les résultats obtenus à ce jour avec cette méthode de suivi (absence de lixiviat collecté) ne peuvent donc pas être interprétés de manière définitive et confirmer ou infirmer les résultats géophysiques obtenus.

Le suivi piézométrique, qui consiste en une instrumentation plus simple et moins fragile (peu sujette aux tassements) permet au contraire une mesure à la fois directe et fiable. Seule la possibilité d'un colmatage de ces systèmes a été soulevée, mais la corrélation avec les mesures géophysiques a permis d'invalider cette hypothèse (paragraphe IV.2.4). Ainsi, grâce à ce suivi, les différences de comportement des chambres d'injection ont pu être évaluées. Afin de vérifier les résultats obtenus avec les mesures géophysiques, des mesures ponctuelles de niveau d'eau dans le déchet à l'aide de piézomètres, pourraient également être envisagées, sous réserve de mettre en place un système non perturbant pour les écoulements (pas de création de chemins préférentiels) et avec un maillage suffisant.

La dernière méthode (modélisation) a également permis de conforter certaines hypothèses, cependant, elle repose sur de trop nombreuses estimations du fait du manque de données concernant les propriétés du déchet (porosité, coefficient d'absorption du déchet…). Ce constat met en évidence l'importance de mieux caractériser cette matrice poreuse, notamment dans ces conditions en place au sein d'un casier d'ISDND, et son évolution avec le temps et la biodégradation.

V.2 Conclusions sur le dimensionnement des chambres d'injection

La corrélation des résultats obtenus par les différentes méthodes de suivi a permis d'évaluer le comportement des chambres au cours des campagnes d'injection successives.

Le premier constat concerne le matériau de remplissage des chambres d'injection. Aucune différence de comportement liée au type de matériau drainant utilisé n'a été mise en évidence. En effet, que ce soit avec le suivi piézométrique du remplissage et de la vidange des chambres ou avec le suivi géophysique, les résultats obtenus indiquent que les performances des chambres (taux d'injection fonctionnels et rayons d'action) ne sont pas influencées par le type de matériau drainant. Ainsi des chambres identiques ont montré des comportements différents. Il semble donc que ce soit le déchet sous la chambre qui conditionne la propagation de liquide. La comparaison des profils de résistivités interprétés bruts semble confirmer cette hypothèse (paragraphe IV.2.3) : elle indique des zones plus ou moins résistives autour des différentes chambres, qui pourraient être dues à des différences de teneur en eau ou de porosité, et donc modifier les écoulements. Cette observation renforce l'intérêt des bassins drainants individuels, par rapport à des couvertures drainantes sur toute la surface d'un casier, puisque les premiers sont moins sujets aux hétérogénéités de perméabilité du déchet sous-jacent.

Les formes et rayons d'actions des chambres d'injection, déterminés à l'aide des mesures géophysiques uniquement, indiquent que pour la plupart des campagnes d'injection (toutes sauf la campagne A), les bulbes d'injections des chambres adjacentes ne se rejoignent pas : des zones du casier ne sont donc pas atteintes par l'injection. Un rayon d'action moyen de

l'ordre de 4 à 5 m a été mesuré ; cette valeur correspond à la largeur de la chambre (2,5 à 3 m) plus une zone de propagation en dehors de la chambre (1,5 à 2 m). Le dimensionnement (espacement des chambres de 20 m) n'est donc pas optimisé, et des zones plus ou moins sèches peuvent être créées. Pour assurer une humidification totale du massif de déchet, un espacement de 5 m seulement est requis. Ce maillage serré entrainerait une augmentation du nombre de chambres et donc des longueurs cumulées des drains d'alimentation (coût supplémentaire) et une perte en terme de vide de fouille. Pour compenser cette perte de volume utile, les chambres pourraient être construites avec une hauteur moins importante, puisque la hauteur de remplissage ne semble influencer ni le taux d'injection fonctionnel (Figure 98) ni le rayon d'action de la chambre (rayons d'action plus importants pour la campagne A, alors que la plupart des chambres ne se remplissent pas, Tableau 52).

Les pseudo vitesses d'écoulement calculées indiquent que la propagation verticale du lixiviat est relativement lente. En effet, les bulbes d'injection sont nettement visibles plusieurs jours après l'injection. Ce résultat est corrélé (sous réserve du fonctionnement de cette méthode de suivi) par l'absence de lixiviat collecté dans les lysimètres (situés à 6 m de profondeur) plus de 250 jours après la première injection. Il met en évidence le phénomène d'absorption du lixiviat par le déchet, initialement sec. Ainsi, le système sélectionné, pour lequel l'injection est réalisée sans pression (écoulement gravitaire uniquement) semble propice à une bonne humidification du déchet. Pour valider cette hypothèse d'absorption, des injections répétées sur au moins une des chambres doivent être réalisées, afin de saturer le déchet localisé entre la chambre et les lysimètres : une fois la capacité au champ atteinte, une phase mobile sera mise en mouvement et pourra potentiellement remplir les lysimètres.

Les performances des chambres évoluent avec les injections successives : les mesures géophysiques indiquent une réduction des rayons d'action et le suivi piézométrique une diminution des vitesses d'infiltration dans le déchet et des taux d'injection fonctionnels des chambres. Ainsi, le lixiviat semble se propager moins rapidement, que ce soit selon la direction verticale ou horizontale. Une première hypothèse concernant la diminution de la perméabilité du déchet au fur et à mesure des injections a été émise. La modélisation des écoulements réalisée à l'aide du code de calcul MATAABIO permet de simuler fidèlement ces diminutions, mais en considérant une baisse de la perméabilité d'un facteur 100 en quatre mois seulement (entre les campagnes A et F), ce qui ne semble physiquement pas plausible (paragraphe IV.4). Ceci implique que cette hypothèse seule ne peut pas expliquer les phénomènes observés.

La possibilité d'un colmatage des chambres au fur et à mesure des injections doit donc être envisagée. Elle expliquerait la diminution des vitesses de vidange des chambres et des taux d'injections fonctionnels. Pour vérifier sa validité et surtout expliquer les causes d'un tel colmatage, une excavation d'au moins une des chambres semble nécessaire. L'analyse de la matière colmatée, s'il y en a, permettrait de déterminer s'il s'agit principalement de matières organiques auquel cas le colmatage serait plutôt d'ordre biologique, ou minérales, auquel cas le colmatage serait plutôt d'ordre chimique ou physique.

Concernant la diminution des rayons d'action, une hypothèse de modification des conditions d'écoulement a été avancée : le déchet initialement sec a tendance à absorber le lixiviat par capillarité, ce qui augmente sa vitesse de propagation. Cette hypothèse pourrait être validée par modélisation en rajoutant un terme d'absorption dans le code de calcul. Pour cela, les propriétés physiques du déchet doivent être mieux caractérisées.

CONCLUSION
ET PERSPECTIVES

Conclusion et perspectives

Bien que le concept de bioréacteur soit largement décrit à l'échelle du laboratoire et que plusieurs ISDND utilisent actuellement ce procédé, peu d'études documentées existent concernant sa mise en application pratique à l'échelle industrielle. Partant de ce constat, ce travail de thèse s'est concentré sur une étude en conditions de stockage réelles. Deux modes d'optimisation de la biodégradation du déchet ont été évalués, en deux études séparées :

- Le premier mode concerne l'optimisation de la mise en place des déchets dans le but d'accélérer les cinétiques de démarrage de la phase méthanogène. S'agissant d'une étude multicritères dont les principaux paramètres clés sont difficilement reproductibles en pilotes, il a été nécessaire de se placer à l'échelle de mini-casiers de stockage d'environ 1 700 m^3. Cette échelle intermédiaire entre le laboratoire et l'échelle réelle permet d'assurer des conditions de remplissage similaires à celles d'une exploitation réelle, toutefois ses dimensions restent suffisamment réduites pour pouvoir maîtriser les entrants et multiplier les modalités testées.

- La seconde étude s'est attachée à l'optimisation de la recirculation et à sa mise en pratique à l'échelle industrielle. Du fait de la grande complexité et de l'hétérogénéité de la structure poreuse du matériau déchet, l'échelle du casier d'ISDND a été sélectionnée pour cette étude, afin d'évaluer la distribution des écoulements et la reproductibilité des phénomènes en conditions réelles de stockage.

D'un point de vue méthodologique tout d'abord, cette thèse a contribué au développement d'expérimentations à l'échelle d'un site d'ISDND. Le principal challenge pour ces deux études a en effet été de développer une instrumentation adaptée à cette échelle : des méthodes de caractérisation et de suivi des paramètres indicateurs de l'efficacité des différentes techniques d'optimisation ont dû être définies et mises en place. Les critères de sélection reposaient sur une instrumentation de terrain robuste, ne perturbant pas le système réactionnel mais permettant d'étudier des phénomènes microbiologiques ou hydrauliques complexes avec une précision suffisante. Les phénomènes en jeu sont en effet souvent interdépendants, et à cause du manque de données expérimentales sur les propriétés du déchet en conditions de stockage, plusieurs hypothèses, parfois fortes, ont dû être émises pour interpréter les données. La redondance des mesures réalisées est donc indispensable, afin de conforter les résultats obtenus par différentes méthodes de terrain. La modélisation et des expériences en laboratoire ont également contribué à la compréhension des phénomènes en jeu dans ces deux études.

Concernant l'optimisation de la mise en place des déchets, les phénomènes étudiés sont principalement d'ordre microbiologique, mais reposent sur les propriétés physiques du déchet. En effet, le démarrage de la méthanisation est fortement influencé par la première étape aérobie. Or, différents paramètres peuvent influencer la diffusion des gaz dans un milieu poreux et donc l'accessibilité à l'O_2 pour les microorganismes : la porosité, la surface d'échange, le temps d'exposition du déchet à l'atmosphère. Les modalités étudiées dans cette étude sont la granulométrie du déchet, son taux de compaction et l'épaisseur des couches de remplissage. Neuf mini-casiers, dont deux témoins, ont été conçus, remplis d'environ 1000 t_{MH} de déchets et instrumentés. Le suivi expérimental a duré six mois, dont deux mois durant le remplissage couche par couche et quatre mois avant que la couverture ne soit mise

en place. Il reposait à la fois sur le suivi des entrants du système (tonnages et qualité du déchet, pluviométrie) et sur les réponses en terme de biodégradation (température, composition du biogaz à différentes profondeurs et dans la couche superficielle des casiers). Le premier résultat obtenu concerne la validation du bon dimensionnement des mini-casiers et de l'instrumentation sélectionnée pour le suivi de la biodégradation sur le court terme. En effet, le suivi de l'évolution de température et des compositions gazeuses indique que les phénomènes se produisant au sein du massif ne sont pas influencés par la température extérieure et/ou les entrées d'air. Ces mini-casiers sont donc, en termes de conditions de biodégradation, représentatifs de casiers de stockage réels.
Par ailleurs, bien qu'aucun bilan massique n'ait été réalisé à l'échelle de cette étude, l'instrumentation mise en place a permis de suivre qualitativement le démarrage de la méthanogenèse, et notamment de distinguer certaines phases du processus de biodégradation (phase aérobie, phases de méthanogenèse hydrogénotrophe puis acétotrophe). La période limitée de l'expérimentation dans le cadre de cette thèse n'a cependant pas permis d'atteindre la phase de méthanogenèse stable, et un suivi plus long doit être poursuivi, afin de confirmer ou d'infirmer les premières observations réalisées.
La complexité des phénomènes en jeu, la variabilité observée entre les deux casiers témoins et la courte période de suivi rendent difficile la définition d'un processus de remplissage optimisé. Des tendances semblent néanmoins se détacher, qui mettent en évidence l'impact relatif de certaines modalités de remplissage. Il convient de garder à l'esprit que les conclusions obtenues sont valables pour le déchet particulier utilisé lors de cette étude (composition, granulométrie et teneur en eau initiales données) et que la transposition des données à un autre contexte nécessiterait une étude complémentaire.

La fréquence de remplissage du casier semble avoir un impact déterminant sur les réactions de biodégradation au sein d'un casier de stockage puisqu'elle détermine la durée d'exposition à l'air du déchet et constitue un facteur limitant de la température obtenue au sein d'une couche en particulier. Ce paramètre est cependant difficilement maîtrisable à l'échelle d'une ISDND.
La modalité « épaisseur de couche » impacte également la phase de dégradation aérobie. Les fortes températures mesurées dans le massif de déchets (de l'ordre de 30 à 45 °C) qui sont à comparer à la température ambiante au cours du remplissage (entre - 3 et 15 °C), indiquent que la mise en place de couches fines (inférieures à 0,5 m), aérées suffisamment longtemps (entre 3 à 4 jours d'exposition à l'air), peut permettre d'obtenir des conditions de température propices au développement de microorganismes anaérobies mésophiles. Les deux épaisseurs sélectionnées (environ 0,25 et 0,5 m après compactage) ne sont cependant pas significativement différentes l'une de l'autre, puisque la profondeur de diffusion de l'oxygène dans le cadre de cette étude est de l'ordre de 0,4 à 0,5 m. La totalité des couches est donc soumise à la biodégradation aérobie, que ce soit pour les couches d'épaisseur simple ou double. Néanmoins, une stratification des propriétés de diffusion due au caractère séquentiel du remplissage a été mise en évidence. La mise en place de couches fines peut donc en contre partie contribuer au renforcement de l'hétérogénéité du massif de déchets en introduisant des discontinuités des propriétés du déchet.
L'influence de la granulométrie a pu être mise en évidence, d'une part sur les propriétés physiques du déchet à sa mise en place (mase volumique humide), et d'autre par sur sa biodégradabilité, que ce soit en aérobiose ou anaérobiose. Bien que l'impact sur la masse volumique soit limité (augmentation de 5 % pour le déchet broyé), il peut contribuer à la modification des propriétés diffusives du déchet (porosité, tortuosité) et de ce fait affecter la phase aérobie. Par ailleurs, la réduction de granulométrie peut conférer une meilleure accessibilité de la matière organique pour les microorganismes, et faciliter ainsi leur

dégradation. Les deux modalités de granulométrie étudiées (diamètres équivalents de 200 et 300 mm) ne sont pas significativement différentes en termes de biodégradabilité du déchet, alors que le broyage fin entraîne des contraintes opérationnelles supplémentaires.
La modalité « compactage », bien que n'ayant pas d'impact sur la masse volumique en place et sur la première étape aérobie, semble toutefois influencer positivement la mise en place de la méthanogenèse. Ceci peut être expliqué par l'action du compacteur sur la trituration et le mélange des différents déchets lors de leur étalement sur le casier.
Ainsi, les trois modalités testées semblent intéressantes pour améliorer les conditions de stockage du déchet en ISDND bioréacteur. Concernant l'épaisseur de couche, il serait avantageux de réaliser des couches dont l'épaisseur ne dépasserait pas la profondeur de diffusion de l'oxygène, afin d'augmenter la part en aérobiose et optimiser la phase aérobie. Pour la granulométrie, un broyage à une granulométrie de 300 mm semble suffisant pour augmenter les cinétiques de démarrage de la méthanogenèse. Cependant, cette modalité, contrairement à la modalité « épaisseur de couche » ou au compactage, a un coût non négligeable en termes de mise en pratique opérationnelle (achat, fonctionnement et maintenance du broyeur) et la rentabilité d'une telle pratique doit être étudiée. Pour cela, le gain relatif au démarrage de la méthanogenèse doit être évalué sur le plus long terme : un suivi de la composition du biogaz produit doit donc être poursuivi, *a minima* jusqu'à l'obtention de la phase méthanogène stable. Le suivi des tassements et des prélèvements de déchets pour analyses dans les différents mini-casiers permettront également d'évaluer l'état de biodégradation relatif du déchet en fonction du temps.
Dans le cadre de cette étude, l'impact des différentes modalités de remplissage sur les écoulements de liquide au sein du massif de déchet n'a pas été étudié. Cet aspect semble important. Du fait de la configuration des mini-casiers (pas de séparation hydraulique), il n'est pas possible de réaliser de tests de traçage. Des bassins d'infiltration positionnés en surface de chaque mini-casier et instrumentés comme les chambres d'injection pourraient permettre d'évaluer les vitesses d'infiltration relatives sur les différents mini-casiers. Le suivi de niveaux piézométriques permettrait d'évaluer l'homogénéité de remplissage au sein du bassin et de détecter d'éventuelles hétérogénéités dues à la préparation du déchet. D'autre part, un suivi géophysique avec un maillage très serré (suffisant du fait de la profondeur faible), éventuellement en 3D, permettrait également de comparer les écoulements.

Concernant l'optimisation de la recirculation de lixiviat, la synthèse bibliographique réalisée sur les systèmes d'injection existants a mis en évidence des besoins en termes de dimensionnement. Les paramètres clé d'un système d'injection sont son rayon d'action, son taux d'injection fonctionnel et sa robustesse sur le long terme.
Afin de tester le fonctionnement des bassins drainants enterrés, un lot de chambres d'injection d'une surface de 30 m^2 environ et d'1 m de profondeur, a donc été mis en place sur site. L'instrumentation utilisée pour le suivi de la propagation de l'humidité lors des injections successives était composée de mesures de la variation de la résistivité du massif de déchets, de deux lots de lysimètres enterrés à 6 m de profondeur sous les chambres d'injection, pour mesurer les flux surfaciques de lixiviat, et de piézomètres localisés aux quatre coins des chambres pour suivre le remplissage et la vidange des chambres d'injection. En parallèle, une modélisation des écoulements a été réalisée, à l'aide du code de calcul MATAABIO afin de vérifier certaines hypothèses. La corrélation des résultats obtenus par ces différentes méthodes a permis d'évaluer le comportement relatif des chambres et son évolution au cours de plusieurs campagnes d'injection, espacées d'environ deux mois.
Le premier résultat obtenu concerne le type de matériau drainant utilisé pour le remplissage des chambres d'injection. Parmi les quatre matériaux testés, aucun n'a montré d'avantage

particulier en termes de rayon d'action, de taux d'injection fonctionnel ou de robustesse dans les conditions de l'expérimentation (durée totale d'un an, environ 100 m^3 injectés par chambre). Il semble au contraire que ce soit le déchet sous-jacent qui conditionne la propagation de liquide. Cette observation renforce l'intérêt des bassins drainants individuels, par rapport à des couvertures drainantes sur toute la surface d'un casier, puisque les premiers sont moins sujets aux hétérogénéités de perméabilité du déchet sous-jacent. Par ailleurs, elle permet de valider l'utilisation de matériau de recyclage (type RBA ou calcaire non valorisable) par rapport à un matériau drainant couteux.
Le rayon d'action de ces systèmes est néanmoins limité, ce qui impose un espacement réduit (environ 5 m) pour obtenir une humidification homogène du massif de déchet. Ceci aura un impact sur le vide de fouille du casier, et sur le coût puisque les systèmes étant alimentés séparément, les longueurs des drains d'alimentation en seront augmentées.
Enfin, une tendance au colmatage des systèmes au fur et à mesure des injections à été observée. Pour vérifier la validité de cette hypothèse et surtout expliquer les causes d'un tel colmatage, une excavation d'au moins une des chambres est nécessaire.
Le phénomène d'absorption du lixiviat par le déchet a également été mis en évidence, que ce soit à travers les pseudo vitesses d'infiltration calculées, le suivi géophysique ou la modélisation. Cette absorption suggère une efficacité des systèmes d'injection sélectionnés, qui fonctionnent sans mise en pression du liquide injecté, par rapport à l'objectif de d'augmentation de l'humidité du déchet. Les simulations réalisées mettent en évidence la prise en compte d'un tel terme dans la modélisation, qui n'est pourtant pas réalisée dans la plupart des codes de calcul existants, du fait du manque de données concernant les propriétés d'absorption du déchet. Cette propriété doit donc être caractérisée. Pour cela, des expérimentations à l'échelle du laboratoire en cellules pouvant recréer des conditions de stockage sous charge sont nécessaires.
Au regard des conclusions de ce travail, des expérimentations complémentaires pourraient être réalisées pour appuyer les hypothèses émises. L'injection d'un lixiviat plus chargé en sels et donc plus conducteur permettrait d'augmenter le contraste entre sa résistivité et celle du déchet, et donc d'obtenir un signal géophysique plus net. L'injection répétée de lixiviat en grande quantité permettrait, d'une part, de confirmer la tendance au colmatage des systèmes et, d'autre part, que le bulbe atteigne les lysimètres en saturant le déchet sous-jacent entre les chambres et les lysimètres. Enfin, des tests de traçage, avec récupération du traceur soit dans les lysimètres soit en fond de casier, permettrait de mieux évaluer les vitesses d'écoulement et leur homogénéité à l'échelle du casier.

Pour conclure, ce travail de thèse est une contribution à la définition de procédures opérationnelles contribuant à l'optimisation de la dégradation du déchet en ISDND. Elle a permis notamment de mettre en évidence l'importance de travailler à l'échelle du site. Bien que non totalement conclusive sur comment exploiter en pratique une ISDND en mode bioréacteur, cette étude présente une approche représentative et rigoureuse d'un système complexe.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

ADEME (1993) *Méthode de caractérisation des ordures ménagères,* Connaître pour agir – Manuel de base, 64 p.

ADEME (1999a) *Elaboration de méthodologie de caractérisation des Déchets Industriels Banals en mélange et des refus de tri de DIB, Ademe Editions, Paris,* 96p.

ADEME (1999b) Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations. Ademe Editions, Paris, 106p.

ADEME (1999c) *La composition des ordures ménagères en France (données et références),* Ademe éditions, Paris, 60p.

ADEME (2002) *Enquête sur les installations de traitement des déchets ménagers et assimilés en 2002*, ITOM 2002, le bilan général.

ADEME (2005) *Evaluation de la production nationale des déchets des entreprises en 2004 (Etablissements industriels et commerciaux de 10 salariés et plus),* 6p.

ADEME (2006a) *Bilan du traitement des Ordures Ménagères en France en 2006 et 2004, Année 2006,* http://www.sinoe.org/exploitgeneassistee/export/TBIITOMNational.php, page consultée le 17/04/08.

ADEME (2006b) *Note de synthèse du programme de recherche sur la gestion des ISDMA en bioréacteur*.

ADEME (2007) *Les déchets en chiffres – données et références,* Direction Déchets et Sols, Département des Observatoires, des Coûts et de la Planification des Déchets, 14p.

Aboukhaled, A., Alfaro, A., Smith, M. (1982) *Lysimeters,* FAO Irrigation and Drainage, Paper 39, FAO, Rome, 69p.

Aguilar, A., Casas, C., Lema, J.C. (1995) *Degradation of volatile fatty-acids by differently enriched methanogenic cultures - kinetics and inhibition*, Water Research, Vol. 29, N°2, pp 505-509.

Aguilar-Juarez, O. (2000) *Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique*. Thèse de doctorat, Institut des Sciences Appliquées de Toulouse. 233p.

Al Yousfi, B.A., Pohland, F.G. (1998) *Strategies for simulation, design and management of solid waste disposal sites as landfill bioreactors*, Practice periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, Vol. 2, N°1, pp 13-21.

Aran, C. (2001) *Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviats dans un centre de stockage*, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.

Archer, D., Devol, A. (1992) *Benthic oxygen fluxes on the Washington shelf and slope: a comparison of in situ microelectrode and chamber flux measurements*, Limnology and oceanography, Vol. 37, N° 3, pp 614-629.

Attal, A., Akunna, J.C., Camcho, P., Salmon, P, Paris, I. (1992) *Anaerobic degradation of municipal wastes in landfill,* Water Science Technology, Vol. 25, N°7, pp 243-253.

Augenstein, D., Benemann, J., Yazdani, R., Kieffer, J., Akau, H., Pacey, J. (2005a) C*ontrolled landfill project: Yolo County, California, a review of results since 1994*, In: Proceedings of the Third International Methane and Nitrous Oxide Mitigation Conference, Beijing, China, November 17th to 21th, 2003.

Augenstein, D., Yazdani, R., Kieffer, J., Benemann, J. (2005b) *Yolo County, California, controlled landfill program: a summary of results since 1994*, In : Proceedings Sardinia 2005, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy.

Barina, G., Budka, A., Gisbert, T., Guyonnet D., Puglierin, L. (2001) *Identification and assessement of leachate recirculation effects at a real-Scale landfill,* In: Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy.

Barina, G., (2005) *Effect of leachate recirculation on the stabilisation of organic matter in municipal solid waste*, In : Proceedings of International Workshop Hydro-Physico-Mecanics (HPM) of landfills, LIRIGM, Grenoble, 21-22 Mars.

Barina, G., Oberti, O., Budka, A. (2005) *Leachate recirculation by horizontal trenches : a new french experience*, In: Proceedings Sardinia 2005, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy.

Barlaz, M.A., Schaefer, D.M., Ham, R.K. (1989) *Bacterial population and development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill,* Applied Environmental Microbiology., Vol. 55, pp 55-65.

Barlaz, M.A, Ham, R.K., Schaefer, D.M. (1990) *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics.* C.r.i.e. Control, Vol. 19, n°6, pp. 557-586.

Barlaz, M.A, Ham, R.K. (1993) *Leachate and gas generation,* Geotechnical practice for waste disposal, Chapman et Hall, Edit. David E. Daniel, pp 113-136.

Barlaz, M.A (1996) *Microbiology of solid waste landfills,* Microbiology of Solid Waste, Palmisano, A.C. & Barlaz, M.A. Eds. CRC Press.

Barlaz, M.A., Eleazer, W.E., Odle, W.S., Qian, X., Wang, Y-S. (1997) *Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills*, EPA Report N° EPA/600/SR-97/071.

Barredo, M.S., Evison, L.M. (1991) *Effect of propionate toxicity on methanogenic-enriched sludge, methanobrevibacter smithii, and methanospirillium hungatti at different pH values*, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 57, N°6, pp 1764-1769.

Beaven, R.P. (1999) *The hydrogeological and geotechnical properties of household waste in relation to sustainable landfilling,* PhD thesis, University of London.

Beaven, R.P., Knox Associates (1999) *Design of a demonstration High Rate Flushing Bioreactor,* Project SUNRISE*,* Report V1 : 31/8/99, 59p.

Beaven, R.P., Powrie, W. (1995) *Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell*, In: Proceedings Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, vol. II.

Becker, I.D. (1987) *Control of acid degradation*. In: Proceedings Sardinia 1987, 1st Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy, October 1987.

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.

Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M. (2006) *Practice review of five bioreactor/recirculation landfills,* Waste Management, Vol. 27, N° 1, pp 13-29.

Bergström, L. (1990) *Use of lysimiters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils,* Environmental Pollution, Vol. 67, N° 4, pp 325-347.

Bernard, D. (1987) *Une nouvelle méthode d'exploitation des décharges de déchets par la technique aérobie*, Techniques Sciences Méthodes - L'eau, 82ème année, N°5, pp 227 – 234.

Binner, E., Zach, A., Lechner, P. (1999) *Test methods describing the biological reactivity of pretreated residual wastes*, In: Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, vol. I, pp 465-472.

Bookter, T.J ., Ham, R.K. (1982) *Stabilization of solid waste in landfills,* Journal of Environmental Engineering, Vol. 108, N°6, pp 1089 – 1100.

Brooks, R.H., Corey, A.T. (1964) *Hydraulic Properties of Porous Media*, Colorado State Univ. Hydrology Paper N°3, 27 pp.

Buivid, M.G., Wise, D.L., Blanchet, M.J., Remedios, E.C., Jenkins, B.M., Boyd, W.F., Pacey, J.G. (1981) *Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste.* Resources and conservation, Vol. 6, pp 3-20.

Bureau, N., Aran, C., Hébé, I. (2005) *Bioreactor monitoring: assessment of performances*, In: Proceedings of the Sessions of the Geo-Frontiers 2005 Congress, Austin, Texas, USA.

Burton, S.A.Q., Watson-Craik, I.A. (1998) *Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: Applicability to sustainable landfilling*, Waste Management & Research, Vol. 16, N°1, pp 41-53.

Burton, S.A.Q., Watson-Craik, A. (1999) *Accelerated landfill refuse decomposition by recirculation of nitrified leachate*, In: Proceedings *Sardinia 99,* 7th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy Vol. I, pp. 119-126.

Cameron, K.C., Rate, A.W., Noonan, M.J., Moores, S., Smith, N.P., Kerr, L.E. (1996) *Lysimeter study of the fate of nutrients following subsurface injection and surface application of dairy pond sludge to pasture*, Agriculture, Utilisation of waste organic matter, Ecosystems & Environment, Vol. 58, N° 2-3, pp. 187-197.

Campbell, D., Caine, M., Meadows, M., Knox, K. (1995) *Enhanced landfill gas production at large-scale test cells,* In: Proceedings Sardinia 1995, 5th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol I, pp 593-604.

Chen, T.H., Hashimoto, A.G. (1996) *Effects of pH and substrate: inoculum ratio on batch methane fermentation*, Bioresource Technology, Vol. 56, pp 179-186.

Chen, T., Esnault, D., Koenig, A. (1997) *First year operation of the NENT landfill leachate treatment works in Hong Kong,* In: Proceedings Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, Vol. II, pp 219-228.

Chenu, D. (2007) *Modélisation des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage de déchets ménagers : application aux installations de type bioréacteur,* Thèse de doctorat, INP Toulouse, Spécialité Science de la Terre et de l'Environnement, 288p.

Chugh, S., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. (1998) *Effects of recirculated leachate volume on MSW degradation*, Waste management & Research, 16, Vol. 6, pp 564-573.

Chynoweth, D.P., Pullammanappallil, P. (1996) *Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste,* In: Edited by A.C. Palmisano and M.A. Barlaz, Microbiology of solid Waste, Boca Raton : CRC Press, pp 71-113.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P. (1989) *Basic Biochemical Processes in Landfills*. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact.

Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (1996) *Landfilling of Waste: Biogas generating processes in landfills*, London, UK. E. F. Spon, pp. 27-50.

Christophersen, M., Kjeldsen, P. (2001) *Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration,* Waste Management and Research, Vol. 19, pp 579-594.

Cossu, R., Reiter, M. (1996) *Condensate from landfill gas : Production, Quality and Removal*, Landfilling of Waste: Biogas. Edited by T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann. Published in 1996 by E & FN Spon, London, pp 485-502.

Cossu, R., Raga, A., Rossetti, D., Cestaro, S. (2007) *Case study of application of the in situ aeration on an old landfill: results and perpectives,* In: Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari,

Italy.

Couturier, C., Galtier, L. (1998) *Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques*, Programme ADEME Santé Déchet, Solagro, 98p.

Dégremont (1989) *Mémento technique de l'eau*. Rueil-Malmaison : Dégremont, 2 vol, 1477p.

Del Greco O., Oggery, C. (1993) *Geotechnical parameters of sanitary waste.* In: Proceedings Sardinia 93, 4th International Waste Management & Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Vol. 3, pp 515-524.

Delineau, T., Budka, A. (2000) *Le concept du Bioréacteur – rapport final*. Rapport ADEME-SITA. Convention ADEME/SITA/9906013, ADEME éditions, Paris, 332 p.

Descloitres, M., Ruiz, L., Sekhar, M., Legchenko, A., Braun, J-M., Mohan Kumar, M.S., Subramanian, S. (2008a) *Characterization of seasonal local recharge using electrical resistivity tomography and magnetic resonance sounding,* Hydrological Processes, Vol. 22, pp 384-394.

Descloitres, M., Ribolzi, O., Le Troquer, Y., Thiebaux, J.P. (2008b) Study of water tension differences in heterogeneous sandy soils using surface ERT. Journal of Applied Geophysics, Vol. 64, N°3-4, pp 83-98.

De la Vega, M., Osella, A., Lascano, E. (2003) *Joint inversion of Wenner and dipole–dipole data to study a gasoline-contaminated soil*, Journal of Applied Geophysics, Vol. 54, N° 1-2, pp 97-109.

De Walle, F.B., Chain, E.S.K., Axe, M., Hammaberg, E. (1978) *Gas production from solid waste in landfills,* Journal of Environmental Engineering Division, Vol 104, N°3, pp 415-432.

Doedens, H., Cord-Landwehr, K. (1989) *Leachate recirculation*, In: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact: Academic Press, (editors: T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann), pp 231 – 249.

Ducrocq, M. (2007) *Développement d'une méthode de quantification de la consommation surfacique de l'oxygène par les bactéries sur des déchets en conditions de stockage,* Master 2 Université Paris Sud 11, 85 p.

Duenas, C., Fernadez, M.C., Carretero, J., Liger, E. (1996) *Methane uptake in soils on Southern Spain estimated by two different techniques: static chamber and [222]radon flux and soil air concentration profiles* Atmospheric environment, Vol. 30, N° 4, pp 545-552.

Dumont, M., Taillieu, X., Derstain, J., Rikir, R., Thonart, P. (1993) *La décharge = un bioréacteur à gérer,* Tribune de l'eau, N° 564/4, pp 3-10.

Durmusoglu, E., Corapcioglu, M.Y., Sanchez, I. (2005) *Permeability of municipal solid waste samples,* In : Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari.

Durmusoglu, E., Sanchez, I. M., Corapcioglu, M.Y. (2006) *Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples,* Environmental Geology, Vol. 50, N° 6, pp 773–786.

Ehrig, H.J. (1983) *Quality and quantity of sanitary landfill leachate*, Waste Management and Research, Vol. 1, pp 53-68.

Ehrig, H.J. (1991) *Prediction of gas production from laboratory scale tests,* In: Proceedings Sardinia 91, 3rd International Waste Management & Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, pp 87-114.

Eleazer, W.E., Odle, W.S., Wang, Y-S., Barlaz, M.A. (1997) *Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills*, Environmental Science and Technology, Vol. 31, pp 911-917.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie J.O. (1996) *Estimating and enhancing methane yield from municipal solid waste*, Hazardous Waste & Hazardous Materials, Vol. 13, N° 3, pp 309-331.

Environment Agency (2000) *Review of in-situ composting to accelerate waste stabilisation*, Technical Report , 419p.

Farquhar, G.J., Rovers, F.A. (1973) *Gas production during refuse decomposition,* Water Air Soil Pollution, Vol. 2, 483p.

Farquhar, G.J., Rovers, F.A. (1997) *Gas production during refuse decomposition,* In: Proceedings Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, Vol. I, pp 3-12.

FNADE (2007) *Etat des connaissances techniques et recommandations de mise en œuvre pour une gestion des ISDND en mode bioréacteur,* 48p.

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 colonnes de déchets*. Thèse de doctorat, Chimie et microbiologie de l'eau, Université de Limoges, 151p.

Gachet, C. (2005) *Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats*. Thèse de doctorat, Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, INSA Lyon, 222 p.

Gao, F.F., Jin, Y., Yates, S.R., Papiernik, S., Anderson, M.A., Yates, M.V. (2001) *Theory and laboratory study of a tall passive chamber for measuring gas fluxes at soil surface,* Journal of the Air and Waste Manage Association, Vol. 51, pp 49-59.

Gardner, W.H. (1986) *Water content*, In: KLUTE, A, ed. Methods of soil analysis, Part 1 : Physical and mineralogical methods, 2nd ed., Madison, American Society of Agronomy and Soil Science of America, pp 479-492.

Guerin, R., Munoz, M.L, Aran, C., Laperelle, C., Hidra, M., Drouart, E., Grellier, S (2004) *Leachate recirculation: assessment by means of a geophysical technique*, Waste Management, Vol. 24, pp 785-794.

Gonzalez, A.J. (1995) *An integrated system for leachate reintroduction and gas venting*, In: Proceedings Geoenvironment 2000 Conference, New Orleans, pp 1276 – 1290.

Gourdon, R. (1987) *Traitement d'un lixiviat en filtre bactérien: - Etude cinétique de l'épuration de la fraction organique facilement biodégradable (AGV), - Analyse de la fraction organique non biodégradable*, Thèse de doctorat Sciences et Techniques du Déchet, Lyon : INSA de Lyon, 208p.

Gourdon, R. (2002) *Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables. Technical report,* Association RECORD, Etude n° 00-0118/1A, 151p.

Gourdon, R., Vermande, P. (1987) *Effects of ¨propionic acid concentration on anaerobic digestion of pig manure,* Biomass, Vol. 13, pp 1-12.

Gray, K.R., Sherman, K., Biddlestone, A.J. (1974) *A review of composting. Part 1 : the practical process,* Process biochemistry, Vol. 6, N°6, pp 32-36.

Grellier, S. (2005) *Suivi hydrologique des centres de stockage de déchets-bioréacteurs par mesures géophysiques,* Thèse de doctorat spécialité Géophysique appliquée, Université Paris VI –Pierre et Marie Curie, 238p.

Grellier, S., Robain, H., Bellier, G., Skhiri, N. (2006) *Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste*, Journal of Hazardous Material, Vol. 137, N°1, pp 612-617.

Gurijala, K.R., Sulfita, J.M. (1993) *Environmental factors influencing methanogenesis from refusein landfill samples*, Environmental Science and Technology, Vol.27, N°6, pp 1176-1181.

Ham, R.K., Bookter T.J. (1982) *Decomposition of solid waste in test lysimeters*, Journal of Environmental engineering, Vol. 108, pp 1147-1170.

Hanashima, M. (1999) *Pollution control and stabilization process by semi-aerobic landfill type : the Fukuoka method.* In : Proceedings Sardinia 1999, 7th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. I, pp 313-326.

Harmon, J.L., Svoronos, S.A., Lyberatos G., Chynoweth, D. (1993) *Adaptive temperature optimization of continuous anaerobic digesters*, Biomass & Bioenergy, Vol. 4, pp 1-7.

Harries, C.R., Cross, C.J., Smith, R. (2001a) *Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of MSW,* In: Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy, Vol. I, pp 579-588.

Harries, C.R., Cross, C.J., Smith, R. (2001b) *Application of biochemical methane potential (BMP) test to the study of MSW decomposition in a municipal solid waste lysimeter,* In: Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy, Vol. I, pp 589-598.

Haydar, M.M., Khire, M.V. (2005a) *Leachate reintroduction using geocomposite drainage layer in engineering drainage landfills,* Proceedings of Geofrontier's 05, American Society of Civil Engineers, Austin, TX, January 05.

Haydar, M.M., Khire, M.V. (2005b) *Leachate recirculation using Horizontal Trenches in Bioreactor Landfills*, Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 131, N° 7, pp 837-847.

Haydar, M.M., Khire, M.V. (2007) *Leachate recirculation using permeable blankets in engineered landfills,* Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 133, N°4, pp 360-371.

He, P.J., Shao, L.M., Gua, H.D., Lee, D.J. (2006) *Nitrogen removal from recycled landfill leachate by ex situ nitrification and denitrification*, Waste Management, Vol. 26, pp 828-845.

Healy, R.W., Striegl, R.G., Russell, T.F., Hutchinson, G.L., Livingston, G.P. (1996) *Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: Identification of physical processes,* Soil Science Society of America journal, Vol. 60, pp 740-747.

Hermsmeyer, D., Ilsemann, J., Bachmann, J., Van der Ploeg, R.R., Horton, R. (2002) *Model calculations of water dynamics in lysimeters filled with granular industrial wastes*, Journal of plant nutrition and soil science, Vol. 165, N°3, pp. 339-346

Heiss-Ziegler, C., Lechner, P. (1999) *Behaviour of stabilized organic matter under anaerobic landfill conditions,* In: Proceedings Sardinia 1999, 7th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy, vol. I, pp 511-518.

Heyer, K.U., Hupe, K., Koop, A., Stegmann (2007) *Aerobic in situ stabilization of landfills: long-term experience and new developpements,* In: Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Hossain, M.S, Gabr, M.A., Barlaz M.A (2003) *Compressibility parameters of MSW with leachate recirculation* Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, Vol. 129, N°12, pp 1151-1158.

Hudgins, M., Richgels, C. (2007) *Reassessment of risk upon in situ aerobic stabilization of old landfills,* In: Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Hudson, A., Beaven, R.P., Powrie, W. (1999) *Measurement of the horizontal hydraulic conductivity of household waste in a large scale compression cell*, In: Proceedings Sardinia 1999, 7th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy.

Hudson, A., Beaven, R.P., Powrie, W. (2001) *Interaction of water and gas in saturated household waste in a large scale compression cell,* In: Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy, pp 585-594.

Hupe, K., Heyer, K.U., Stegman, R. (2003) *Water infiltration for enhanced in situ stabilization,* In: Proceedings Sardinia 2003, 9th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Hutchinson, G. L., Livingston, G. P. (2002) *Soil-Atmosphere gas exchange*, Methods of analysis, Part 4, J. H. Dane, and G. C. Tpp, eds., Madison, pp. 1159-1182.

Hutchinson, G. L., Livingston, G. P., Healy, R. W., Striegl, R. G. (2000) Chamber measurement of surface-atmosphere trace gas exchange: Numerical evaluation of dependence on soil, interfacial layer, and source/sink properties, Journal of Geophysical Research, Vol. 105, N° D7, pp 8865-8875.

Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Gardner, W.H. (1986) *Water content, Method of soil analysis*, A.K. Klute, ed., Madison, Wis.

Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R. (2007) *Methods for measuring liquid in bioreactor landfills – A critical review*, Waste Management, Vol. 27, pp 729-745.

IPCC (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp 129-234.

IWM-UK (1998) *The role and operation of the Flushing Bioreactor*, Institute of Waste Management Working Group (UK), 67 p.

Jang, Y.-S., Kim, Y.-W., Lee, S.-I. (2002) *Hydraulic properties and leachate level analysis of kimpo metropolitan landfill*, *Korea,* Waste Management, Vol. 22, N°3, pp 261–267.

Jain, P., Farfour, W.M., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Reinhart, D.R. (2005) *Performance evaluation of vertical wells for landfill leachate recirculation*, In: Proceedings Geofrontier 2005, Austin, TX: GeoFrontier Conference, session GSP 142 Waste containment and remediation.

Janninck E. (1995) *L'enfouissement des déchets ménagers par la technique aérobie en couches minces,* Rapport interne CReeD, CreeD 2-17, 37p.

Jolly, J., Barker, R.D., Beaven, R.P., Herbert, A.W. (2007) *Time lapse electrical imaging to study fluid movement within a landfill*, In: Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Kallel, A, Tanaka, N., Matsoto, T. (2004) *Gas permeability and tortuosity for packed layers of processed municipal solid wastes and incinerator residue,* Waste Management & Research, Vol. 22, N°3, pp 186-194.

Keller, G.V. (1988) Rock *and mineral properties,* In: Electromagnetic methods in Applied Geophysics, Vol. 1, Nabighian, M., Editor. Society of Exploration Geophysicists.

Khire, M.V., Haydar, M.M. (2003) *Numerical evaluation of granular blankets for leachate recirculation in MSW landfills*, In: Proceedings Sardinia 2003, 9th Int. Waste management and Landfill Symposium. Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.

Khire, M.V., Mukherjee, M. (2006) *Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills,* Waste Management, Vol. 27, N°7, pp 1233-1247.

Khire, M.V., Haydar, M.M. (2007) *Leachate recirculation using permeable blankets in engineered landfills,* Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 133, N° 2, pp 166-174.

Khire, M.V., Mukherjee, M. (2008) *Numerical modelling of hydraulics in bioreactor landfills,* In : Proceedings of E-UNSAT 2008, Durham, U.K.

Kindlein, J., Dinkler, D., Ahrens, H. (2006) *Numerical modelling of multiphase flow and transport processes in landfills*, *Waste Management Research,* Vol. 24, N° 4, pp 376-387.

Klink, R.E ., Ham, R.K. (1982*) Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples,* Ressources and Conservation, Vol. 8, pp 29-41.

Koda, E., Zakowicz, S. (1998) *Physical and hydraulical properties of the MSW for water balance of the landfill,* In: Proceedings of the 3rd International Congress of Environmental Geotechnics, Lisboa , Vol. 1, pp 217-222.

Kotze, J.P., Thiel, P.G., Hatting, W.H.G. (1969) *Anaerobic digestion II: The characterization and control of anaerobic digestion*, Water Research, Vol. 3, pp 459-494.

Knox, K. (1997) *A review of the Brogborough and Landfill 2000 test cells monitoring data.* Final Report for the Environment Agency, Report N° CMW 145/97. (Research Contract No.EPG 1/7/11). Knox Associates, Nottingham.

Knox, K. De Rome, L., Caine, M., Blackey, N.C. (1999) Observations from a review of the Brogborough and Landfill 2000 test cells data, In: Proceedings Sardinia 99, 7thInternational Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, pp 45 – 51.

Knox, K, Knox Associates (2000) *Sustainable landfill in the UK: a review of current knowledge and outstanding R&D needs*, The Northlands Foundation and ESART, 31p.

Kramer, H., Conrad, R. (1993) *Measurement of dissolved H_2 concentrations in methanogenic environments with a gas diffusion probe*, FEMS Microbiology Ecology, Vol. 12, pp 149-158.

Kugelmann, J, Chin, K.K. (1971) *Toxicity, synergy and antagonism in anaerobic waste treatment processes,* In: E.G. Pohland (Eds), Anaerobic biological treatment processes, Washington D.C. : American Chemical Society, pp 55-90.

Labanowski, J. (2004) *Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation*. Thèsee de doctorat, Université de Limoges, Spécialité Chimie et Microbiologie de l'eau, 192 p.

Lagerkvist, A. (1991) *Full-scale tests of enhancement techniques,* In: Proceedings Sardinia 91, 3rd International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. 1, pp 277-284.

Landva, A.O., Pelkey, S.G., Valsangkar, A.J. (1998) *Coefficient of permeability of municipal refuse*, Environmental Geotechnics, In: Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisbon, Portugal, Vol. 1, pp. 63-68.

Lanini, S., O. Aguilar, X. Lefebvre et G. Ballansat (1997) *Characterisation of the temperature increase in landfills during the aerobic period,* In: Proceedings Sardinia 97, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. I, pp 121-126.

Lanini, S. (1998) *Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères*, Thèse de doctorat spécialité Physique et Chimie de l'Environnement, INPT Toulouse, 134 p.

Lasseux, D., Quintard, M., Whitaker, S. (1996) *Determination of permeability tensors for two-phase flow in homogeneous porous media: Theory*, Transport in Porous Media, Vol. 24, N° 2, pp107–137.

Leckie, J.O, Pacey, J.G. (1979) *Landfill management with moisture control,* Journal of the Environmental Engineering Division*,* pp 337-355.

Lefebvre, X., Lanini, S., Houi, D. (2000) *The role of aerobic activity on refuse temperature rise,* I. Landfill experimental study, Waste Management and Research, Vol. 18, N° 5, pp 444-452.

Lefebvre, X., Moreau – Le Golvan, Y., Spérandio, M., Guerbois, M., O'Connor, D. (2001) *Bioreactor performance: MSW – Sludge co-disposal,* In: Proceedings Sardinia 2001, 8th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. IV, pp 213-222.

Leuschner, A.P. (1989) *Enhancement of degradation: laboratory scale experiments*, Sanitary landfilling : Process, Technology and Environmental impact: Academic press.

Loke, M.H., Barker, R.D. (1996) *Rapid least-square inversion of apparent resistivity pseudo-sections by a quasi Newton method*, Geophysical prospecting, Vol. 44, N°2, pp 131-152.

Loke, M.H. (1999) *RES2DMOD version 2.2 Rapid 2D resistivity forward modelling using the finite-difference and finite element methods: copy written freeware*, M.H. Loke, 22p.

Loke, M.H. (2000) *Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies*, Technical note of Geotomo Software, http://geoelectrical.com

Mc Creanor, P.T. (1998) *Landfill leachate recirculation systems : Mathematical modelling and validation,* phD thesis, University of Florida., 238p.

Maier, T.B. (1998) *Analysis procedure for design of leachate recirculation systems,* In: Proceedings SWANA 1998 Landfill Symposium.

Marchaim, U. (1992) *Biogas processes for sustainable development*. FAO Agricultural Services Bulletin N°95, 232p.

Marques, A.C.M., Vilar, O.M., Kaimoto, L.S.A. (1998) *Urban solid waste - conception and design of a test fill*, In: Proc. 3rd International Congress on Environmental Geotechnics, Lisbonne, pp 127-132.

Massacci, G., Motzo, G.M., Pilia, M., Cossu, R. (1993) *Analysis and monitoring of geotechnical parameters in sanitary landfill.* In: Proceedings Sardinia 1993, 4th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy. October 1993.

Mata-Alvarez, J. (2003) *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*, London, UK. IWA. Publishing, 323p.

Mc Carty, P. L. (1964) *Anaerobic waste treatment fundamentals. Part 1, 2, 3 and 4*. Public Works, Vol. 95, N°9 pp 107-112, N°10, pp 123-126, N°11, pp 91-94, N°12 pp 95-99, Cité par Burton S.A.Q. et Watson-Craik I.A (1998).

Mc Creanor, P.T. (1998) *Landfill leachate recirculation systems: mathematical modelling and validation*, PhD thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Central Florida, 238p.

McNeill, D.J. (1980) *Electrical conductivity of soils and rocks,* GEONICS, Technical Note TN-5.

Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M, Sinderson, L. (2002) *Refuse decomposition in the presence and the absence of leachate recirculation*, Journal of the Environmental Engineering, Vol. N03, pp 228-236.

Miller, W.L., Earle, J.F.K., Townsend, T.G. (1996) *Engineering control and augmentation of biological decomposition at solid waste landfills*, Florida Center for solid and hazardous waste management Report, Report 96-4, Unpublished, 181p.

Miller, D.E., Emge, S.M., (1997) *Enhancing landfill leachate recirculation system performance*, Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management, pp 113-119.

Miller, P.A., Clesceri, N.L. (2003) *Waste sites as biological reactors: characterization and modelling,* CRC Press Company, Boca Raton, Florida, 1st edition.

Molz, F.J., Widdowson, M.A., Benefield, L.D. (1986) *Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media,* Water Resources Research, Vol. 22, N°8, pp 387-401.

Moreau, S., Bouye, J-M., Barina, G., Oberti, O. (2003) *Electrical resistivity survey to investigate the influence of leachate recirculation in a MSW landfill*¸ In: Proceeding Sardinia 2003, 9th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.

Moreau, S., Courant, P., Budka, A., Presse, D., Bouye, J-M. (2007), *Using electrical resistivity 2D tomography in solid waste to evaluate hydraulic performances of leachate recirculation networks in landfills,* In : Proceeding Sardinia 2007, 11th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.

Murray, W.D. Van den Berg, L. (1981) *Effect of Nickel, Cobalt and Molybdneniun on performance of methanogenic fixed-film reactors,* Applied and Environmental Microbiology, vol. 42, pp 502-505.

Mustin, M. (1987) *Le compost, gestion de la matière organique*, Paris : Editions François Dubusc, 954p.

Nguyen, F., Kemna, A. (2005) *Strategy for time lapse electrical resistivity inversion,* In: Extended abstracts of the 11th European Meeting of environmental and engineering geophysics, Palermo, Italy, paper A005, 4pp.

Nilsson, P., Akesson, M. (1995) *Comparisons of emissions from different test cells*, In: Proceedings Sardinia 95, 5th international Landfill and Waste Management Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, pp 173-181.

Nilsson, P., Karlsson, H., Lagerkvist, A., Meijer, J. E. (1995) *The coordinated test cell program in sweden,* In : Proceedings Sardinia 95, 5th international Landfill and Waste Management Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, pp 603-613.

Olivier, F. (2003) *Tassements des déchets en CSD de classe II : du site au modèle*, Thèse de doctorat, Spécialité Géomécanique, Géophysique et Géochimie, Université Joseph Fourrier, Grenoble, 305p.

Olivier, F., Gourc, J.P. (2007) *Hydro-mechanical behaviour of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression cell,* Waste Management, Vol. 27, N° 1, pp 44-58.

Olivier, F., Marcoux, M-A., Gourc, J-P, Machado, S.L. (2007) *Attempt for a comprehensive interdisciplinary analysis of a mechanically pretreated MSW confined two years in a large-scale laboratory* reactor, In: Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, pp 623-624.

Oman, C., Rosqvist, H. (1999) *Transport fate of organic compounds with water through landfills*, Water Research, Vol. 33, N0 10, pp 2247-2254.

Oweis, I.S, Khera, R. (1986) *Criteria for geotechnical construction on sanitary landfills*, In: Proceedings of the International Symposium on Environmental Geotechnology, Vol. 1, 16p.

Oweis, I.S., Khera, R.P. (1990) *Geotechnology of waste management*, Butterworths, Oxford, 273p.

Oweis, I.S., Smith, D.A., Ellwood, R.B., Greene, D.S. (1990) *Hydraulic characteristics of municipal refuse,* Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 116, N°4, pp 539-553

Owens, J.M., Chynoweth, D.P. (1993) *Biological methane potential of municipal solid waste (MSW) components,* Water Science and Technique, Vol. 27, N°2, pp. 1-14.

Oxarango, L. (2004) *Transport de chaleur et de masse dans les structures poreuses multi-échelles, Application à l'étude de filtres à particules Diesel*, Thèse de doctorat, Spécialité Dynamique des fluides, Institut National Polytechnique de Toulouse, 205 p.

Pacey, F. (1989) *Enhancement of degradation: large scale experiments*, In: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact: Academic Press, (editors : T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann), pp 103-119.

Pacey, J., Augenstein, D., Mork, R., Reinhart, D., Yazdani, R. (1999) *The Bioreactor Landfill,* MSW Management, sept-oct 99, pp 52-60.

Palmisano, A.C., Barlaz, M.A. (1996) *Microbiology of solid waste*, First Ed. Florida: CRC Press, Inc, Boca Raton, Fl., 224p.

Pelmont, J. (1993) *Bactéries et environnement, Adaptation physiologiques,* Grenoble, Presses Universitaires de Grenoble, 899p.

Perez, C.S., Sanchez, C.R., Matsumoto, C., Schmidell, W., (1992) *Anaerobic biodegradability of the components of MSW,* Water Science and Technology, Vol. 25, N°7, pp 285-293.

Pohland, F.G. (1975) *Sanitary Landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment,* Report N° EPA-600/2-75-043, USEPA.

Pohland, F.G. (1980) *Leachate recycle as landfill management option*, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*,* Vol. 106 (EE6), pp 1057-1069.

Pohland, F.G., Kim, J.C. (1999) *In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors,* Water Science and Technology, Vol. 40, N°8, pp 203-210.

Pohland, F.G., Al Yousfi, B. (1994) *Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production*. Water Science and Technology, Vol. 30, N°12, pp 117-124.

Pommier, S, Chenu, D., Quintard, M. Lefebvre, X. (2007) *Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste*, Waste Management, Vol. 28, N°7, pp 1188-1200.

Powrie, W., Beaven, R.P. (1999) *Hydraulic properties of household waste and implications for landfills,* Proc. Instn Civ. Engrs Geotech. Engng, Vol. 137, pp 235-247.

Powrie, W., Hudson, A.P., Beaven, R.P. (2000) *Development of sustainable landfill practices and engineering technology,* Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (Grant reference GR/L 16149), 27p.

Powrie, W., Beaven, R.P., Hudson, A.P (2005) *Factor affecting the hydraulic conductivity of waste*, In: Proceedings of the International Workshop Hydro-Physical-Mechanics in landfills, LIRIGM, Grenoble 1, France, 23-22 Mars 2005.

Poincelot, R.P. (1974) *A scientific examination of the principles and practices of composting,* Compost Science, summer, pp 24-31.

Pullammanappallil, P. C., Chynoweth, D. P. Lyberatos, G., Svoronos, S.A. (2001) *Stable performance of anaerobic digestion in the presence of a high concentration of propionic acid*, Bioresource Technology, Vol. 78, N°2, pp 165-169.

Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinisto, S., Lohila, A., Larmola, T., Morero, M., Pihlatie, M., Janssens, I., Yuste, J. C., Grünzweig, J. M., Reth, S., Subke, J. A., Savage, K., Kutsch, W., Ostreng, G., Ziegler, W., Anthoni, P., Lindroth, A., Hari, P. (2004) *Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO_2 efflux,* Agricultural and Forest Meteorology, Vol. 123, pp 159-176.

Read, A.D., Hudgings, M. (2000) *The aerox landfill concept : test cell results suggest greater sustainability in landfill practices,* Eco-Management and Auditing, Vol. 7, Issue 4 , pp 196 – 205.

Rees, J.F. (1980) *Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control*, Journal of chemical technology and biotechnology, Vol. 30, N° 458.

Reinhart, D. (1996) *Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: Case studies*, Waste Management & Research, Vol. 14, N° 4, pp 347-365.

Reinhart, D., Al Yousfi, B.A. (1996) *The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics,* Waste Management and Research, Vol. 14, N° 4, pp 337-346.

Reinhart, D., Townsend, T.G (1998) *Landfill bioreactor design and operation*, Lewis Publishers, Boca Raton, NY, 189 p.

Reinhart, D. R., Mac Creanor, P.T., Townsend, T.G. (2002) *The Bioreactor landfill: its status and future,* Waste Management & Research*,* vol. 20, pp 172-186.

Reynolds, J. (1998) *An introduction to applied and environmental geophysics*, Wiley, New York.

Robinson, H. D., Gronow, J. R. (1993) *A review of the landfill leachate composition in the UK*, In: Proceedings Sardinia 1993, 4th International waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. I, pp 821-832.

Rosqvist, H., Bendz, D., Öman, C. Meijer, J.-E. (1997) *Water flow in a pilot-scale landfill*, In: Proceedings Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. II.

Rosqvist, H., Destouni, G. (2000) *Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste*, Journal of Contaminant Hydrology**,** Vol. 46, N° 1-2, pp 39-60.

Rowe, R.K., Nadarajah, P. (1995) *Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfill*, Can. Geothech. Journal, Vol. 33, pp 1-10.

Sacadura, J.-F. (2000) *Initiation aux transferts thermiques*, Tech & Doc, Paris.

San, I., Onay, T.T. (2001) Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation, Journal of hazardous material, Vol. B87, pp 259-271.

Scherber, K., Steiner, A. (1982) Zur Toxizität von Schwermetallen bei der biologischen Abwasserreinigung. F.-u. F. Muenchener Beitraege zur Abwasser, Vol. 34, pp. 191-207.

Skiba, U., DiMarco, C., Hargreaves, K., Sneath, R., McCartney, L. (2006) *Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods. Mitigation of greenhouse gas emissions from livestock production,* Agricultural and Forest Meteorology, Vol. 112, pp 135-139.

Speece, R.E, Parkin, G.F., Gallagher, D. (1983) *Nickel simulation of anaerobic digestion,* Water Research, Vol. 17, pp 677-683.

Stegmann, R., Spendling H.H. (1989) *Enhancement of degradation: German experiences, Sanitary Landfilling Process,* Technology and Environmental Impact (editors : T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann), Academic Press, pp 61-82.

Stoltz, G., Gourc, J-P. (2007) *Influence of compressibility of domestic waste on fluid permeability,* In : Proceedings Sardinia 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

SWANA (1996) *The verification and validation of selected modes for predicting landfill gas quality and quantity,* Prepared for The Solid Waste Association of North America, SCS Engineers in association with D. Augenstein, Institute for Environmental Management.

SWANA (1998) *Comparison of models for predicting landfill methane recovery,* Publication #GR-LG 0075, The Solid Waste Association of North America.

Suna Erses, A., Onay, T.T. (2003) *Accelerated landfill waste decomposition by external leachate recirculation from an old landfill cell,* Water Science and Technology. Vol. 47, N°12, pp 215 – 222.

Tanaka, N, Takahata, K., Kohyamaka, K. (1986), *Penetrating mass flux of oxygen and aerobic zone depth in sanitary landfill layer,* Proc. of Environ. and Sani. Eng. Research, Vol. 22, pp 37-48.

Townsend, T.G., Miller, W.L. (1998) *Leachate recycle using horizontal injection*, Advances in Environmental Research, Vol. 2, N° 2, pp 129-138.

Vavilin, V. A., Lokshina, L. Y. , Rytov, S. V., Kotsyurbenko, O. R., Nozhevnikova, A. N. (2000) *Description of two-step kinetics in methane formation during psychrophilic H-2/CO2 and mesophilic glucose conversions*, Bioresource Technology, Vol. 71, N° 3, pp 195-209.

Vigneron, V. (2005) *Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés,* Thèse de doctorat, Université de Paris-XII – Val-de-Marne, 336p.

Vigneron, V., Bureau, C., Bernet, N., Bouchez, T. (2007) *Effect of ammonia on the methanogenic diversity and activity in simulated MSW bioreactor landfills,* In: Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, pp 769-770.

Vigneron, V., Le Lay, G., Guerbois, M., Chabrier, D., Lagier, T. (2008) *Progression of the La Vergne Bioreactor landfill project (Veolia, France),* In: Proceedings of the Global Waste Management Symposium 2008, Colorado.

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, 210 p.

Viste D.R. (1997) *Waste processing and biosolids incorporation to enhance landfill gas,* In: Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliary, Italy, Vol. I, pp 369-374.

Wang, L. (2000) *Flows through porous media: A theoretical development at macroscale,* Transport in Porous Media, Vol. 39, N° 1, pp 1–24.

Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F., Tanaka, A. (2006) *Research on leachate recirculation from different types of landfills,* Waste Management, Vol. 26, N° 8, pp 815-824.

Ward, S.H. (1990) *Resistivity and induced polarisation methods,* In : Geotechnical and Environmental Geophysics, Vol.1, Ward, S.H., Editor, Society of Exploration Geophysicists.

Warrick, A.W. (2001) *Soil physics companion*, CRC Press, Boca Raton, 398 p.
Warith, M. (2002) *Bioreactor landfills: experimental and field results*, Waste Management, Vol. 22, pp 7-17.

Warith, M. Li, X., Jin, H. (2005) *Bioreactor landfills: state of the art review,* Emirates Journal for Engineering Research, Vol. 10 (1), pp 1-14.

Waste Management Research Group, Knox Associates (2007) *Assessments of issues relating to leachate recirculation,* Final report N° P1-516/3b, August 2007, 59p.

Whitaker, S. (1986) *Flow in porous media II: the governing equations for immiscible, two-phase flow.* Transport in Porous Media, Vol. 1, N°1, pp 105–125.

Williams, P.T. (1998) *Waste treatment and disposal*. Department of fuel and energy, University of Leeds, U.K., England: John Wiley & Sons Ltd, 417p.

Wingfield-Hayes, C. (1997) *Developing appropriate technology for small scale shallow – the Mid Auchencarroch landfill research facility*, Journal of solid waste technology and management, Vol. 24, N°1, pp 19 - 26.

Wens, P., Vercauteren, T., De Windt, W., Verstraete, W. (2001) *Factors inhibiting anaerobic degradation in a landfill*. In: Sardinia 2001, Eighth International waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, pp 13-20.

Woelders, H., Luning, L., Van Velthoven, F., Hermkes, H., Oonk, K. (2005) *Dutch sustainable landfill research programm : four years experience with the bioreactor test cell landgraaf*, In: Proceedings Sardinia 2005, 11th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Yazdani, R., Kieffer, J., Sananikone, K., Augenstein, D. (2006) *Full scale bioreactor landfill for carbon sequestration and greenhouse emission control*, Final Technical Progress Report, Yolo County, Planning and Public Works Department, D.O.E. Award Number DE-FC26-01NT41152.

Yoshida, H., Tanaka, N., Hozumi, H. (1999) *Theoretical study on temperature distribution in landfills by three dimensional heat transport model*, In: Proceedings Sardinia 1999, 7th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliary, Italy, vol. I, pp 85-94.

Young, C.P., Blackmore, K., Bartington, J., Blackey, N.J. (1999) *Full-scale irrigation trials to enhance landfill gas yield and accelerate waste stabilisation*, In: Proceedings Sardinia 1999, 7th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. I, pp 111-118.

Yuen, S.T.S., Styles, J.R., McMahon, T.A. (1995) *An active landfill management by leachate recirculation : a review and an outline of full-scale project,* In: Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia, Italy, Vol.I, pp 403-412.

Yuen, S.T.S. (1999) *Bioreactor Landfills Promoted by Leachate Recirculation: a full-scale study*, pHD thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, Melbourne, 244p.

Yuen, S.T., McMahon, T.A., Styles, J.R. (2000) *Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills*, Journal of Environmental Engineering, pp 1088-1095.

Zahrani, F. (2006) *Contribution à l'élaboration et validation d'un protocole d'audit destiné à comprendre les disfonctionnements des centres de stockage des déchets dans les pays en développement. Application à deux CSD : Nkofoulou (Cameroun) et Essaouira (Maroc),* Thèse de doctorat, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, 269p.

Zhao, X., Subbarayan, M., Soong T.Y. (2005) *Design of pressurized liquid distribution system for landfill liquids addition and augmentation*, In: NAGS / GRI-19 Cooperative conference Review, Las Vegas, Nevada, December 14-16 2005.

Zhao, X., Voice, T.C., Khire, M., Maher, S. Musleh,R., Heerwani, P., Hashsham, S. (2003) *Full-scale evaluation of bioreactor landfill technology*, In: Proceedings of the 8th Annual Landfill Symposium, Atlantic City, NJ, June 16-20, 2003

Zhao, X., Musleh, R., Maher, S., Khire, M.V., Voice, T., Hashsham, S.A. (2008) *Start up perfomance of a full-scale bioreactor landfill cell under cold-climater conditions*, Waste Management, doi:10.1016/j.wasman.2008.01.007

Ziehmann, G., Meier, J. (1999) *Alternating aerobic/anaerobic treatment of MSW: large scaled experiments,* In : Proceedings Sardinia, 7th Int. Waste management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari, Italy, Vol. I, pp 435-442.

Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R., Cooley, B.H. (1999) *Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion*, Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 125, N°7, pp 583-594.

www.bioreactor.org

Références normatives

AFNOR NF EN 13137, Caractérisation des déchets. *Dosage du carbone organique total (COT) dans les déchets, boues et sédiments*. 2001, 20p.

AFNOR XP U 144-64, Amendements organiques et supports de culture. *Méthode d'analyse des composants inertes dans un compost*, Janvier 2004, 13p.

AFNOR XP X 30-411, *Guide d'élaboration de procédures d'échantillonnage*, Février 1996.

AFNOR NF U44-160 Matières fertilisantes et supports de cultures : échantillonnage, analyses chimiques et essais physico-chimiques. *Amendements organiques et support de culture – Détermination de la matière organique totale – Méthode par calcination*, Novembre 1985.

ISO NF 11465, Qualité des sols. *Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau : Méthode gravimétrique*, Août 1994, 12p.

ISO NF 14235, Qualité des sols. *Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique, Septembre* 1998, 12p.

Textes réglementaires

Arrêté du 9 septembre 1997, relatif aux installations de stockage des déchets ménagers et assimilés (JO du 2 octobre 1997), modifié par l'arrêté du 31 décembre 2001 (JO du 2 mars 2002), modifié par l'arrêté du 3 avril 2002 (JO du 19 avril 2002), 27p.

Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999, *concernant la mise en décharge de déchets* (JO L182 du 16 juillet 1999).

Décret N°2002-540 du 18 avril 2002, *relatif à la classification des déchets* (JO 20 avril 2002).

DIN 38414, décret allemand relatif au stockage écologique des déchets urbains *Abfallablagerungsverordnung, AbfAblV*) et aux installations de traitement biologique des déchets publié au *Bundesgesetzblatt* -équivalent du Journal Officiel français, Février 2001.

Loi N°92-646 du 13 juillet 1992, *relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement* (JO du 14 juillet 1992).

Loi N°75-633 du 15 juillet 1975, *relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux* (JO du 16 juillet 1975), modifiée par la loi n°92-646 du 13 juillet 1992 (JO du 14 juillet 1992).

ANNEXES

Annexes

ANNEXE 1 : Tableau de suivi du remplissage des mini-casiers couche par couche 278
ANNEXE 2 : Tonnages enfouis par couche dans chaque casier et temps en contact avec l'air par couche 280
ANNEXE 3 : Principe de l'identification de paramètres par résolution d'un problème inverse 284
ANNEXE 4 : Evolution de la température dans les différents mini-casiers 288
ANNEXE 5 : Base de données des mesures de température sur les différents mini-casiers . 294
ANNEXE 6 : Production de biogaz dans les différents mini-casiers..... 296
ANNEXE 7 : Mesure de la consommation d'O2 sur mini-casiers – Courbes de concentration en O2 et de température en fonction de la profondeur 301
ANNEXE 8 : Installation des chambres d'injection 306
ANNEXE 9 : Courbes de suivi du remplissage et de la vidange des chambres lors des différentes campagnes d'injection..... 308
ANNEXE 10 : Résultats d'inversion des mesures géophysiques..... 314
ANNEXE 11 : Résultat de simulation d'injections..... - 331 -

ANNEXE 1 : Tableau de suivi du remplissage des mini-casiers couche par couche

Le tableau ci-dessous résume l'avancement du remplissage des mini-casiers. Il regroupe plusieurs informations :

- Les dates de remplissage des couches pour chaque casier ;
- Les hauteurs de chaque couche, après compaction, sur les différents casiers
- Les couches où les drains pour le suivi du biogaz ont été posés (traits simples gras);
- Les couches à partir desquelles le remplissage se faisait en déblai (double trait).

19	H = 4,93 m 04/03	H = 4,91 m 03/03	H = 5,04 m 04/03	H = 4,97 m 28/02					
18	H = 4,75 m 28/02	H = 4,65 m 29/02	H = 4,83 m 03/03	H = 4,75 m 27/02			H = 5,14 m 29/02		H = 5,12 m 03/03
17		H = 4,40 m 27/02	H = 4,57 m 27/02	H = 4,53 m 22/02	H = 5,03 m 29/02	H = 5,08 m 03/03		H = 5,02 m 28/02	H = 4,79 m 03/03
16	H = 4,00 m 19/02	H = 4,18 m 21/02	H = 4,32 m 22/02	H = 4,28 m 20/02	H = 4,75 m 28/02	H = 4,80 m 28/02	H = 4,61 m 25/02	H = 4,76 m 26/02	H = 4,44 m 27/02
15		H = 3,96 m 19/02	H = 4,10 m 19/02	H = 4,10 m 15/02	H = 4,47 m 26/02	H = 4,47 m 26/02		H = 4,50 m 21/02	H = 4,13 m 25/02
14	H = 3,51 m 12/02	H = 3,81 m 14/02	H = 3,84 m 18/02	H = 3,86 m 14/02	H = 4,19 m 22/02	H = 4,20 m 19/02	H = 3,97 m 13/02	H = 4,23 m 20/02	H = 3,82 m 20/02
13		H = 3,46 m 13/02	H = 3,60 m 14/02	H = 3,63 m 12/02	H = 3,93 m 18/02	H = 3,90 m 15/02		H = 3,97 m 18/02	H = 3,53 m 18/02
12	H = 3,05 m 06/02	H = 3,27 m 11/02	H = 3,37 m 08/02	H = 3,37 m 08/02	H = 3,62 m 13/02	H = 3,65 m 12/02	H = 3,56 m 07/02	H = 3,65 m 15/02	H = 3,26 m 14/02
11		H = 3,04 m 07/02	H = 3,14 m 07/02	H = 3,17 m 07/02	H = 3,40 m 11/02	H = 3,39 m 08/02		H = 3,38 m 11/02	H = 3,03 m 11/02
10	H = 2,71 m 01/02	H = 2,87 m 06/02	H = 2,92 m 05/02	H = 2,91 m 05/02	H = 3,11 m 06/02	H = 3,12 m 05/02	H = 3,09 m 04/02	H = 3,14 m 06/02	H = 2,75 m 07/02
9		H = 2,59 m 04/02	H = 2,68 m 04/02	H = 2,70 m 01/02	H = 2,93 m 01/02	H = 2,90 m 01/02		H = 2,81 m 04/02	H = 2,46 m 04/02
8	H = 2,21 m 29/01	H = 2,47 m 31/01	H = 2,45 m 31/01	H = 2,49 m 31/01	H = 2,70 m 31/01	H = 2,65 m 31/01	H = 2,55 m 29/01	H = 2,63 m 01/02	H = 2,25 m 30/01
7		H = 2,21 m 30/01	H = 2,20 m 30/01	H = 2,21 m 30/01	H = 2,33 m 29/01	H = 2,35 m 30/01		H = 2,41 m 30/01	H = 1,94 m 29/01
6	H = 1,74 m 25/01	H = 2,01 m 28/01	H = 1,91 m 28/01	H = 1,97 m 28/01	H = 2,06 m 25/01	H = 1,98 m 25/01	H = 1,99 m 23/01	H = 2,03 m 28/01	H = 1,68 m 28/01
5		H = 1,78 m 24/01	H = 1,72 m 25/01	H = 1,72 m 24/01	H = 1,83 m 23/01	H = 1,76 m 24/01		H = 1,78 m 24/01	H = 1,37 m 24/01
4	H = 1,20 m 18/01	H = 1,55 m 23/01	H = 1,46 m 23/01	H = 1,45 m 22/01	H = 1,52 m 21/01	H = 1,49 m 21/01	H = 1,43 m 16/01	H = 1,56 m 22/01	H = 1,18 m 22/01
3		H = 1,31 m 22/01	H = 1,24 m 22/01	H = 1,22 m 21/01	H = 1,17 m 17/01	H = 1,12 m 17/01		H = 1,17 m 18/01	H = 0,90 m 18/01
2	H = 0,70 m 14/01	H = 1,01 m 21/01	H = 0,95 m 21/01	H = 0,94 m 16/01	H = 1,01 m 14/01	H = 0,95 m 15/01	H = 0,90 m 11/01	H = 0,88 m 16/01	H = 0,70 m 17/01
1		H = 0,73 m 18/01	H = 0,62 m 18/01	H = 0,67 m 11/01	H = 0,68 m 09/01	H = 0,59 m 10/01		H = 0,58 m 11+14/01	H = 0,49 m 11+14/01
	C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**	**C8**	**C9**

ANNEXE 2 : Tonnages enfouis par couche dans chaque casier et temps en contact avec l'air par couche

Les tableaux ci-dessous présentent, pour chaque casier, les relevés de remplissage par couche :

- quantité et pourcentage de DIB ;
- quantité et pourcentage d'OM ;
- date de remplissage ;
- et durée d'exposition (temps avant recouvrement de la couche par une couche supérieure).

Les pourcentages de DIB et d'OM ne prennent pas en compte les quantités de fines ajoutées sur chaque couche.

C1							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	58,4	24,4	82,8	70,5%	29,5%	14/01/2008	4 jours
2	52	22,1	74,1	70,2%	29,8%	18/01/2008	7 jours
3	59,7	25,4	85,1	70,2%	29,8%	25/01/2008	4 jours
4	64	27,35	91,35	70,1%	29,9%	29/01/2008	3 jours
5	79,5	34,2	113,7	69,9%	30,1%	01/02/2008	5 jours
6	73,6	31,7	105,3	69,9%	30,1%	06/02/2008	6 jours
7	79,5	34,4	113,9	69,8%	30,2%	12/02/2008	7 jours
8	82,95	35,7	118,65	69,9%	30,1%	19/02/2008	9 jours
9	98,2	42,15	140,35	70,0%	30,0%	28/02/2008	5 jours
10	52,9	22,8	75,7	69,9%	30,1%	04/03/2008	
TOTAL	**700,75**	**300,2**	**1000,95**				

C2							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	38,4	16,4	54,8	70,1%	29,9%	18/01/2008	3 jours
2	23,5	9,9	33,4	70,4%	29,6%	21/01/2008	1 jour
3	25,6	10,8	36,4	70,3%	29,7%	22/01/2008	1 jour
4	26	10,9	36,9	70,5%	29,5%	23/01/2008	1 jour
5	33,6	14,3	47,9	70,1%	29,9%	24/01/2008	4 jours
6	30,6	13,1	43,7	70,0%	30,0%	28/01/2008	2 jours
7	32,8	14	46,8	70,1%	29,9%	30/01/2008	1 jour
8	34	14,6	48,6	70,0%	30,0%	31/01/2008	4 jours
9	35,7	15,3	51	70,0%	30,0%	04/02/2008	2 jours
10	36,3	15,8	52,1	69,7%	30,3%	06/02/2008	1 jour
11	38,5	16,5	55	70,0%	30,0%	07/02/2008	4 jours
12	36,1	15,5	51,6	70,0%	30,0%	11/02/2008	2 jours
13	37,4	16,1	53,5	69,9%	30,1%	13/02/2008	1 jour
14	37,9	16,1	54	70,2%	29,8%	14/02/2008	5 jours
15	39,1	16,5	55,6	70,3%	29,7%	19/02/2008	2 jours
16	40,1	16,3	56,4	71,1%	28,9%	21/02/2008	6 jours
17	39,6	17,15	56,75	69,8%	30,2%	27/02/2008	2 jours
18	39,8	16,9	56,7	70,2%	29,8%	29/02/2008	3 jours
19	40,8	17,4	58,2	70,1%	29,9%	03/03/2008	
TOTAL	**665,8**	**283,55**	**949,35**				

C3							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	40,7	16,6	57,3	71,0%	29,0%	18/01/2008	3 jours
2	23,2	9,75	32,95	70,4%	29,6%	21/01/2008	1 jour
3	25,5	11,2	36,7	69,5%	30,5%	22/01/2008	1 jour
4	25,4	10,8	36,2	70,2%	29,8%	23/01/2008	1 jour
5	33,6	14,4	48	70,0%	30,0%	25/01/2008	3 jours
6	29,6	12,8	42,4	69,8%	30,2%	28/01/2008	2 jours
7	31	13,4	44,4	69,8%	30,2%	30/01/2008	1 jour
8	33,1	14,3	47,4	69,8%	30,2%	31/01/2008	4 jours
9	35	15,1	50,1	69,9%	30,1%	04/02/2008	1 jour
10	36,4	15,7	52,1	69,9%	30,1%	05/02/2008	2 jours
11	38,9	16,8	55,7	69,8%	30,2%	07/02/2008	1 jour
12	35,6	16,1	51,7	68,9%	31,1%	08/02/2008	6 jours
13	36,7	15,7	52,4	70,0%	30,0%	14/02/2008	4 jours
14	37,5	16	53,5	70,1%	29,9%	18/02/2008	1 jour
15	37,5	16,3	53,8	69,7%	30,3%	19/02/2008	3 jours
16	38,7	16,35	55,05	70,3%	29,7%	22/02/2008	5 jours
17	39,5	17	56,5	69,9%	30,1%	27/02/2008	5 jours
18	39,6	16,9	56,5	70,1%	29,9%	03/03/2008	1 jour
19	40,2	17,1	57,3	70,2%	29,8%	04/03/2008	
TOTAL	**657,7**	**282,3**	**940**				

C4							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	40,1	17,9	58	69,1%	30,9%	11/01/2008	5 jours
2	23,8	10,15	33,95	70,1%	29,9%	16/01/2008	5 jours
3	25,9	11,1	37	70,0%	30,0%	21/01/2008	1 jour
4	27,6	11,85	39,45	70,0%	30,0%	22/01/2008	2 jours
5	28,4	11,7	40,1	70,8%	29,2%	24/01/2008	4 jours
6	30,2	12,9	43,1	70,1%	29,9%	28/01/2008	2 jours
7	31,6	13,5	45,1	70,1%	29,9%	30/01/2008	1 jour
8	33,1	14	47,1	70,3%	29,7%	31/01/2008	1 jour
9	35,2	15	50,2	70,1%	29,9%	01/02/2008	4 jours
10	36,8	15,7	52,5	70,1%	29,9%	05/02/2008	2 jours
11	37,9	16,2	54,1	70,1%	29,9%	07/02/2008	1 jour
12	37,4	15,9	53,3	70,2%	29,8%	08/02/2008	4 jours
13	37,1	15,8	52,9	70,1%	29,9%	12/02/2008	2 jours
14	36,7	16,3	53	69,2%	30,8%	14/02/2008	1 jour
15	38,2	16,4	54,6	70,0%	30,0%	15/02/2008	5 jours
16	39,4	16,9	56,3	70,0%	30,0%	20/02/2008	2 jours
17	39,5	17	56,5	69,9%	30,1%	22/02/2008	4 jours
18	40,2	17,1	57,3	70,2%	29,8%	26/02/2008	2 jours
19	40,6	17,4	58	70,0%	30,0%	28/02/2008	
TOTAL	**659,7**	**282,8**	**942,5**				

C5							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	54,1	22,65	76,75	70,5%	29,5%	09/01/2008	5 jours
2	38,9	16,65	55,55	70,0%	30,0%	14/01/2008	3 jours
3	26,3	11,3	37,6	69,9%	30,1%	17/01/2008	4 jours
4	33,5	14,1	47,6	70,4%	29,6%	21/01/2008	2 jours
5	34	14,75	48,75	69,7%	30,3%	23/01/2008	2 jours
6	38,15	16,4	54,55	69,9%	30,1%	25/01/2008	4 jours
7	39,7	17	56,7	70,0%	30,0%	29/01/2008	2 jours
8	44,5	19	63,5	70,1%	29,9%	31/01/2008	1 jour
9	42,9	18,4	61,3	70,0%	30,0%	01/02/2008	5 jours
10	46,2	20	66,2	69,8%	30,2%	06/02/2008	5 jours
11	47,7	21,5	69,2	68,9%	31,1%	11/02/2008	2 jours
12	45,5	19,3	64,8	70,2%	29,8%	13/02/2008	5 jours
13	45,4	19,7	65,1	69,7%	30,3%	18/02/2008	4 jours
14	46,7	19,7	66,4	70,3%	29,7%	22/02/2008	4 jours
15	47,4	20,2	67,6	70,1%	29,9%	26/02/2008	2 jours
16	47,9	20,45	68,35	70,1%	29,9%	28/02/2008	1 jour
17	48,8	21,1	69,9	69,8%	30,2%	29/02/2008	
TOTAL	**727,65**	**312,2**	**1039,85**				

C6							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	49,9	17,4	67,3	74,1%	25,9%	10/01/2008	5 jours
2	39,2	16,9	56,1	69,9%	30,1%	15/01/2008	2 jours
3	26,6	11,3	37,9	70,2%	29,8%	17/01/2008	4 jours
4	33,8	14,5	48,3	70,0%	30,0%	21/01/2008	3 jours
5	34,6	14,7	49,3	70,2%	29,8%	24/01/2008	1 jour
6	35,9	15,8	51,7	69,4%	30,6%	25/01/2008	5 jours
7	39,1	16,7	55,8	70,1%	29,9%	30/01/2008	1 jour
8	44,8	19,2	64	70,0%	30,0%	31/01/2008	1 jour
9	43	18,5	61,5	69,9%	30,1%	01/02/2008	4 jours
10	46,6	20,2	66,8	69,8%	30,2%	05/02/2008	3 jours
11	49,1	21,4	70,5	69,6%	30,4%	08/02/2008	4 jours
12	44,3	18,9	63,2	70,1%	29,9%	12/02/2008	3 jours
13	45,2	19,3	64,5	70,1%	29,9%	15/02/2008	4 jours
14	46,5	19,9	66,4	70,0%	30,0%	19/02/2008	7 jours
15	47,1	20,1	67,2	70,1%	29,9%	26/02/2008	2 jours
16	47,5	20,7	68,2	69,6%	30,4%	28/02/2008	4 jours
17	48,4	21	69,4	69,7%	30,3%	03/03/2008	
TOTAL	**721,6**	**306,5**	**1028,1**				

C7							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	73,5	31,95	105,45	69,7%	30,3%	11/01/2008	5 jours
2	55	23,8	78,8	69,8%	30,2%	16/01/2008	7 jours
3	67	28,85	95,85	69,9%	30,1%	23/01/2008	6 jours
4	77,3	33,1	110,4	70,0%	30,0%	29/01/2008	6 jours
5	82,2	35,4	117,6	69,9%	30,1%	04/02/2008	3 jours
6	88	37,7	125,7	70,0%	30,0%	07/02/2008	6 jours
7	87,4	37,7	125,1	69,9%	30,1%	13/02/2008	12 jours
8	95,4	40,8	136,2	70,0%	30,0%	25/02/2008	4 jours
9	95,1	41	136,1	69,9%	30,1%	29/02/2008	
TOTAL	**720,9**	**310,3**	**1031,2**				

C8							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	48	20	68	70,6%	29,4%	11/01/2008	5 jours
2	24,1	10,35	34,45	70,0%	30,0%	16/01/2008	2 jours
3	27,2	11,6	38,8	70,1%	29,9%	18/01/2008	4 jours
4	31,3	13,1	44,4	70,5%	29,5%	22/01/2008	2 jours
5	32,4	13,9	46,3	70,0%	30,0%	24/01/2008	4 jours
6	35,5	15,05	50,55	70,2%	29,8%	28/01/2008	2 jours
7	36,7	15,7	52,4	70,0%	30,0%	30/01/2008	2 jours
8	42	17,9	59,9	70,1%	29,9%	01/02/2008	3 jours
9	42	18,1	60,1	69,9%	30,1%	04/02/2008	2 jours
10	43,6	18,6	62,2	70,1%	29,9%	06/02/2008	5 jours
11	43	18,4	61,4	70,0%	30,0%	11/02/2008	4 jours
12	43	18,4	61,4	70,0%	30,0%	15/02/2008	3 jours
13	44,15	18,85	63	70,1%	29,9%	18/02/2008	2 jours
14	44,7	19,3	64	69,8%	30,2%	20/02/2008	1 jour
15	45,4	19,4	64,8	70,1%	29,9%	21/02/2008	5 jours
16	45,3	19,2	64,5	70,2%	29,8%	26/02/2008	2 jours
17	46,7	20,05	66,75	70,0%	30,0%	28/02/2008	
TOTAL	**675,05**	**287,9**	**962,95**				

C9							
Couche	**Tonnage DIB**	**Tonnage OM**	**Tonnage total**	**% DIB**	**% OM**	**Date du remplissage**	**Temps d'exposition**
1	45,4	19,35	64,75	70,1%	29,9%	11/01/2008	6 jours
2	23,3	10,1	33,4	69,8%	30,2%	17/01/2008	1 jour
3	27,9	12	39,9	69,9%	30,1%	18/01/2008	4 jours
4	28,8	12,6	41,4	69,6%	30,4%	22/01/2008	2 jours
5	30,2	13	43,2	69,9%	30,1%	24/01/2008	4 jours
6	36,1	15,35	51,45	70,2%	29,8%	28/01/2008	1 jour
7	36,4	15,6	52	70,0%	30,0%	29/01/2008	1 jour
8	40,6	17,4	58	70,0%	30,0%	30/01/2008	5 jours
9	42	18	60	70,0%	30,0%	04/02/2008	2 jours
10	43,4	18,7	62,1	69,9%	30,1%	07/02/2008	4 jours
11	42	18,1	60,1	69,9%	30,1%	11/02/2008	3 jours
12	43,2	18,5	61,7	70,0%	30,0%	14/02/2008	4 jours
13	44,1	19	63,1	69,9%	30,1%	18/02/2008	2 jours
14	45,6	19,3	64,9	70,3%	29,7%	20/02/2008	5 jours
15	51,85	22,1	73,95	70,1%	29,9%	25/02/2008	2 jours
16	57,4	24,55	81,95	70,0%	30,0%	27/02/2008	5 jours
17	59,3	25,45	84,75	70,0%	30,0%	03/03/2008	1 jour
18	61,6	26,4	88	70,0%	30,0%	04/03/2008	
TOTAL	**759,15**	**325,5**	**1084,65**				

ANNEXE 3 : Principe de l'identification de paramètres par résolution d'un problème inverse

Ce principe a été rédigé par D.Chenu (CRPE)

La démarche présentée ici consiste à supposer que certains paramètres du modèle sont inconnus et à chercher à en évaluer la valeur à l'aide des résultats expérimentaux. Plusieurs cas sont à distinguer. En effet, il convient d'abord de distinguer les cas où l'on cherche à identifier les paramètres à l'aide d'un seul jeu de données toujours de la même nature (concentration en oxygène par exemple), des cas l'on cherche à réaliser l'optimisation à l'aide de plusieurs jeux de données de natures différentes. Dans ce dernier cas, on parlera d'optimisation multi-objectif. Il faut également distinguer les cas où l'on cherche à résoudre le problème inverse pour évaluer un seul paramètre, de ceux où l'on cherche à déterminer un jeu de plusieurs paramètres permettant de décrire les observations expérimentales. Plus le nombre de paramètres à déterminer est important, plus la précision est faible et moins l'unicité du jeu de solution est garantie.

Au-delà de la classification présentée, la démarche d'optimisation comporte deux grandes étapes. La première étape consiste à définir une fonction objectif. C'est cette fonction objectif que l'on va ensuite chercher à minimiser lors de la deuxième étape. Cette deuxième étape est l'étape d'optimisation à proprement parler. Elle consiste à choisir l'algorithme d'optimisation le plus adapté au problème inverse que l'on cherche à traiter.

Le principe général de l'estimation de paramètres par résolution d'un problème inverse consiste à minimiser l'écart entre la réponse physique d'un système (mesures) et la réponse du modèle descriptif choisi par le physicien pour le décrire (simulations). On va donc chercher à minimiser un écart $\boldsymbol{J}$ entre le vecteur des observations $\boldsymbol{d}^{obs}$ et le vecteur des réponses du modèles aux mêmes temps $\boldsymbol{d}$. La fonction $\boldsymbol{J}$ est alors une fonction du vecteur paramètre $\boldsymbol{p}$ définie par :

$$\boldsymbol{J}(\boldsymbol{p}) = \boldsymbol{d}^{obs} - \boldsymbol{d}(\boldsymbol{p}) \qquad \textbf{Eq. 1}$$

La démarche d'optimisation du système consiste alors à définir une norme du vecteur $\boldsymbol{J}$ ($\|\boldsymbol{J}(\boldsymbol{p})\|$) que l'on cherche ensuite à minimiser. On cherche alors à utiliser un algorithme adapté nous permettant de trouver le vecteur $\boldsymbol{p}_{opt}$ tel que :

$$\boldsymbol{p}_{opt} = \arg\left[\min\left(\|\boldsymbol{J}(\boldsymbol{p})\|\right)\right] \qquad \textbf{Eq. 2}$$

La démarche générale d'optimisation est représentée sur la

Figure 117.

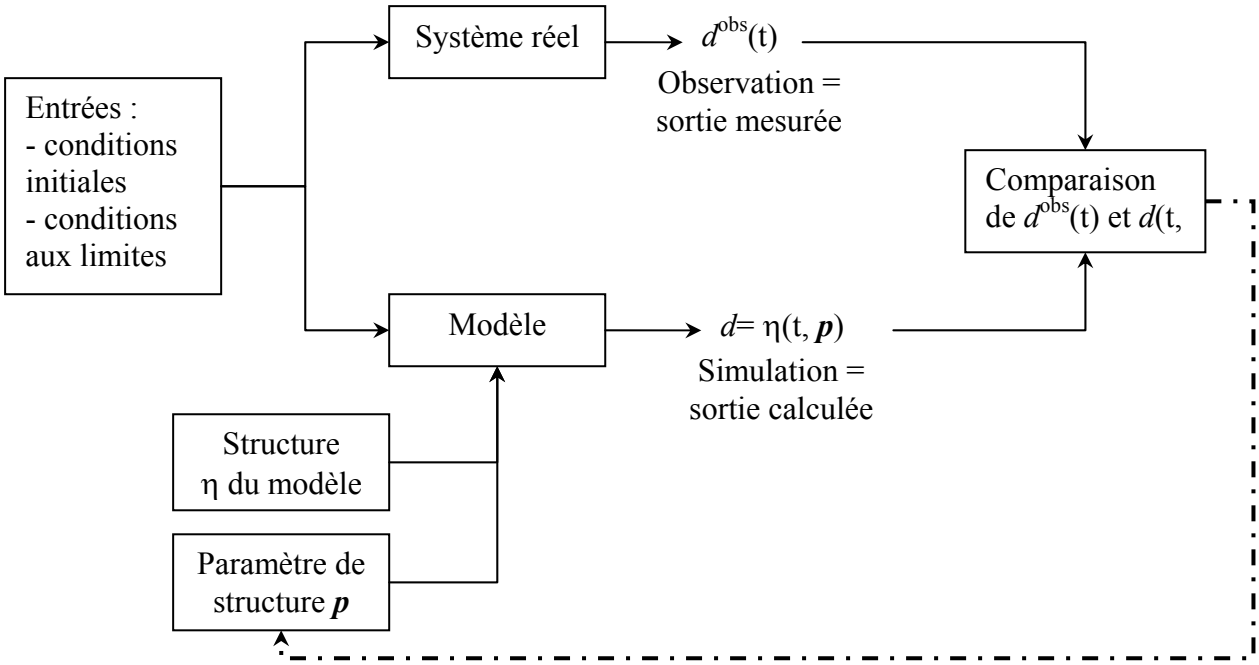


Figure 117: principe général de la démarche d'optimisation de paramètres

- Choix de la fonction objectif

Norme quadratique

Par définition, la fonction objectif doit quantifier « l'écart » entre la (ou les) quantité(s) mesurée(s) et la (ou les) quantité(s) estimée(s) par simulation. Dans ce cas, le choix le plus simple pour définir la fonction objectif consiste à la définir comme la somme des normes quadratiques, définie comme suit :

$$J(\boldsymbol{p}) = \sum_{i=1}^{Nobs}\sum_{t=1}^{Nt} \left(d_i(\boldsymbol{p},t) - d_i^{obs}(t)\right)^2 \qquad \textbf{Eq. 3}$$

avec $\boldsymbol{p}$ les paramètres du modèle, $d_i(\boldsymbol{p},t)$ les résultats de simulation pour les paramètres $\boldsymbol{p}$ correspondant à l'observation i réalisée à l'instant t, $d_i^{obs}(t)$ les données observées lors de la mesure i réalisée à l'instant t, $Nobs$ le nombre d'observations indépendantes et Nt le nombre de temps d'observation pour chacune des observations.

Norme quadratique pondérée

Le critère quadratique défini par l'équation 3 n'est pas adapté dans la plupart des cas. En particulier lorsque le nombre d'instants d'observation Nt est très grand par rapport au nombre d'observations. En effet, dans ce cas, le poids de certaines valeurs des $d_i^{obs}(t)$ est trop important dans la fonctionnelle $J(\boldsymbol{p})$. La fonctionnelle doit donc également permettre de pondérer le poids de chacune des observations en fonction de leur « qualité ».

Dans ce cas la fonction objectif devient :

$$J(\boldsymbol{p}) = \sum_{i=1}^{Nobs}\sum_{t=1}^{Nt} w_{i,t}\left(d_i(\boldsymbol{p},t) - d_i^{obs}(t)\right)^2 \qquad \textbf{Eq. 4}$$

avec $w_{i,t}$ le poids de la pondération.

De plus, dans le cas de données couplées, par exemple concentration et température, on additionne des grandeurs physiques qui n'ont pas nécessairement la même unité. Il est donc préférable dans ce cas de normaliser la fonction objectif en la pondérant par exemple par l'amplitude moyenne de chaque type d'observations.

Critère du maximum de vraisemblance

Cette dernière expression de la fonction objectif risque d'être sensible aux incertitude sur les données et causer la non-unicité de la solution. De plus, dans beaucoup de cas d'étude, les mesures sont corrélées spatialement et temporellement. Cela signifie que l'information recueillie lors d'une observation est partiellement contenue dans une ou plusieurs autres observations. Pour faire face à ce type de problème, on peut introduire une fonction objectif basée sur le principe de « maximum de vraisemblance ». Ce principe introduit le fait que l'ensemble des vecteurs $\boldsymbol{p}$ solutions du problème d'optimisation n'ont pas la même vraisemblance et permet donc de prendre en compte le fait que les informations élémentaires sont corrélées.

Pour un jeu de paramètres $\boldsymbol{p}$ optimal, on écrit :

$$d_i^{obs}(t) = d_i(\boldsymbol{p},t) + \delta_{i,t} \qquad \textbf{Eq. 5}$$

où δ est le bruit lié à la mesure et aux erreurs du modèle. Pour une autre réalisation du bruit, $d_i^{obs}(t)$ aurait été différent. Supposons (c'est en fait une hypothèse très forte) que le bruit δ suive une loi gaussienne. La probabilité pour que δ se situe entre $\delta_0 - \varepsilon$ et $\delta_0 + \varepsilon$ s'écrit :

$$P = 2\varepsilon e^{-\frac{1}{2}(\delta_0 - \bar{\delta})^T \boldsymbol{W} (\delta_0 - \bar{\delta})} \qquad \textbf{Eq. 6}$$

où $\boldsymbol{W}$ est l'inverse de la matrice de covariance de δ, et $\bar{\delta}$ est la moyenne de δ. Cette probabilité est maximale lorsque $(\delta_0 - \bar{\delta})^T \boldsymbol{W} (\delta_0 - \bar{\delta})$ est minimal, ce qui permet de proposer comme critère à minimiser :

$$J(\boldsymbol{p}) = \boldsymbol{f}^T \boldsymbol{W} \boldsymbol{f} \qquad \textbf{Eq. 7}$$

où $\boldsymbol{W}$ est une matrice symétrique définie positive qui représente l'inverse d'un estimateur de la matrice de covariance, et :

$$f_{i,t} = \left[d_i^{obs}(t) - d_i(\boldsymbol{p},t)\right] - \overline{\left[d_i^{obs}(t) - d_i(\boldsymbol{p},t)\right]} \qquad \textbf{Eq. 8}$$

Notons que dans le cas où la moyenne du bruit est nulle, et où $\boldsymbol{W}$ est diagonale (c'est-à-dire que le bruit est indépendant sur chaque voie et chaque latence), on se ramène au cas du critère pondéré, et que dans le cas où la variance du bruit est identique pour chaque observation quel que soit l'instant de mesure, $\boldsymbol{W} = \frac{1}{\sigma^2}\boldsymbol{I}$, on se ramène au cas du critère quadratique simple..

- Choix de l'algorithme de minimisation de la fonction objectif

On distingue plusieurs algorithmes d'optimisation (ici de minimisation) de la fonction objectif. Il existe en particulier deux grandes familles d'algorithmes: les méthodes de gradient et les méthodes non-déterministes. Parmi les méthodes de gradient on peut citer en particulier les méthodes de plus grandes pentes, la méthode de Gauss-Newton, la méthode de Levenberg-Marquardt, etc. A l'opposé de ces méthodes, les méthodes non-déterministes sont basées sur le parcours stochastique de l'espace des paramètres. Parmi ces méthodes, on peut notamment citer les méthodes de type Monte-Carlo, de recuit-simulé, les algorithmes génétiques, etc.

Dans notre cas, nous utilisons les algorithmes d'optimisation disponible dans la « Toolbox Optimisation » de Matlab. L'ensemble de ces méthodes sont déterministes. Nous n'utiliserons donc pas de méthodes stochastiques. Pour plus de détails, nous invitons le lecteur à se référer au manuel d'utilisation du logiciel afin d'obtenir les informations concernant les méthodes que nous utiliserons par la suite.

Nous commençons par réaliser une identification de paramètre mono-objectif (pour un seul type de données expérimentales) et mono-paramètre (un seul paramètre à identifier à la fois). La démarche que nous présentons ici résulte de la première étape de mise en œuvre de la démarche d'identification de paramètres. Par défaut, elle n'utilise que la fonction ***fminsearch*** de Matlab qui permet de trouver le minimum d'une fonction continue à une ou plusieurs variables par la méthode du SIMPLEX. Pour réaliser l'identification de paramètre que nous souhaitons mettre en place, nous couplons le logiciel de développement Matlab au logiciel de CFD Comsol. Matlab est utilisé pour calculer la fonction objectif et en réaliser la minimisation. Pour calculer la fonction objectif, Matalb fait appel à Comsol à chaque itération du processus de minimisation afin de recalculer les valeurs du tenseur $\boldsymbol{d}^{obs}$.

Puis avant de lancer des optimisations multi-paramètres qui peuvent prendre beaucoup de temps, nous adoptons une approche en différentes étapes, qui nous permet de donner aux paramètres à estimer une valeur de « guess » initiale la plus proche possible de la solution attendue.

Les différences notables entre les méthodes disponibles concernent le fait qu'elles puissent permettre de réaliser une optimisation multi-paramètre ou non et qu'elles permettent de borner le domaine de recherche des paramètres. Ensuite, les différences entre ces méthodes sont d'ordre algorithmique.

Pour plus de détails concernant le traitement des problèmes inverses pour l'identification de paramètres, le lecteur pourra se référer aux documents suivants : Petit & Maillet (2008a, 2008b) et Kaipio & Somersalo (2004). L'ensemble de ces publications mettent en évidence la difficulté de mettre en œuvre de telles méthodes, ainsi que la difficulté du choix des algorithmes à utiliser. C'est pourquoi, il convient de rester prudent lors de l'utilisation des techniques d'identification de paramètre par résolution de problème inverse.

Références bibliographiques

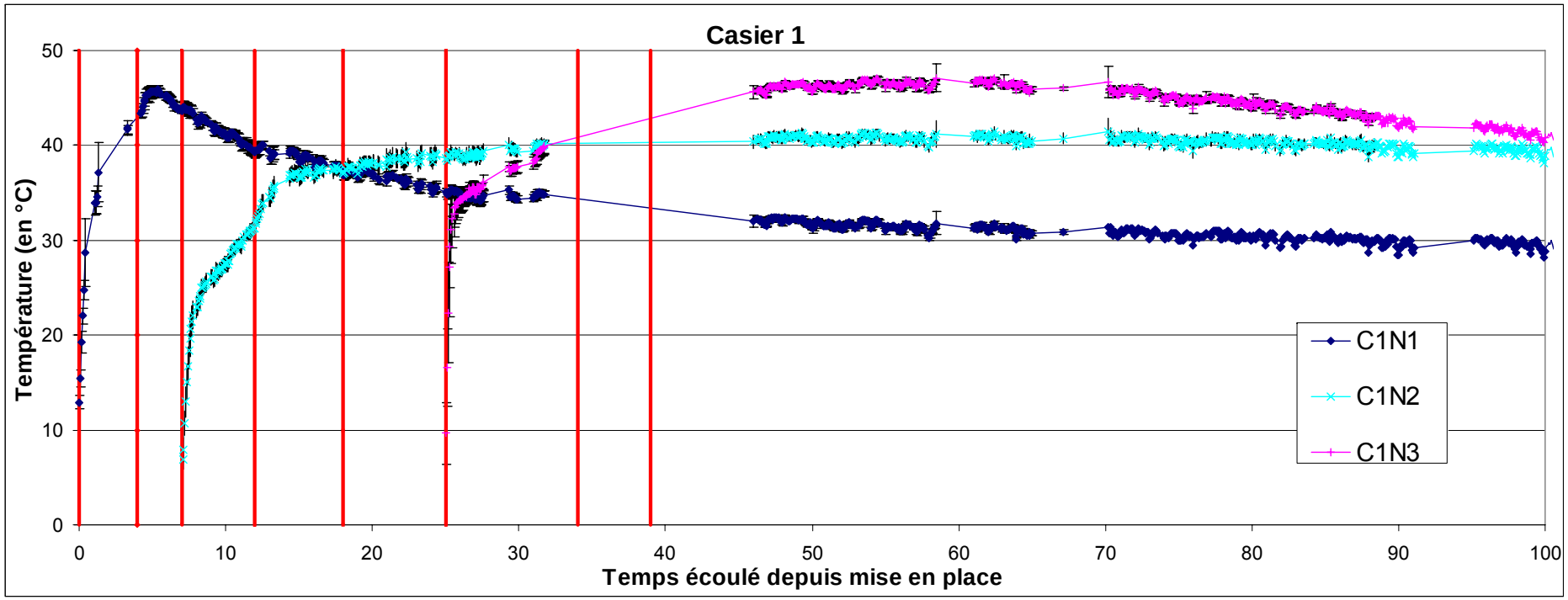
Kaipo, J., Somersalo, E. (2004) *Statistical and Computational Inverse Problems*, Springer.

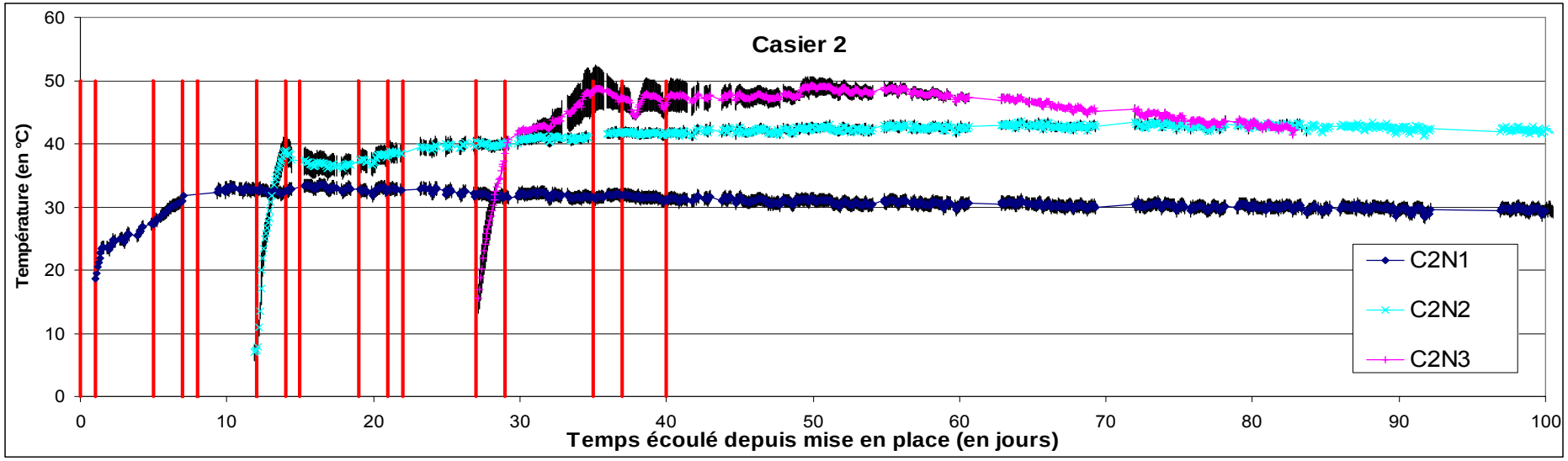
Petit, D., Maillet, D. (2008) *Techniques inverses et estimation de paramètres. Partie 1*, *Techniques de l'ingénieur* AF 4 515.

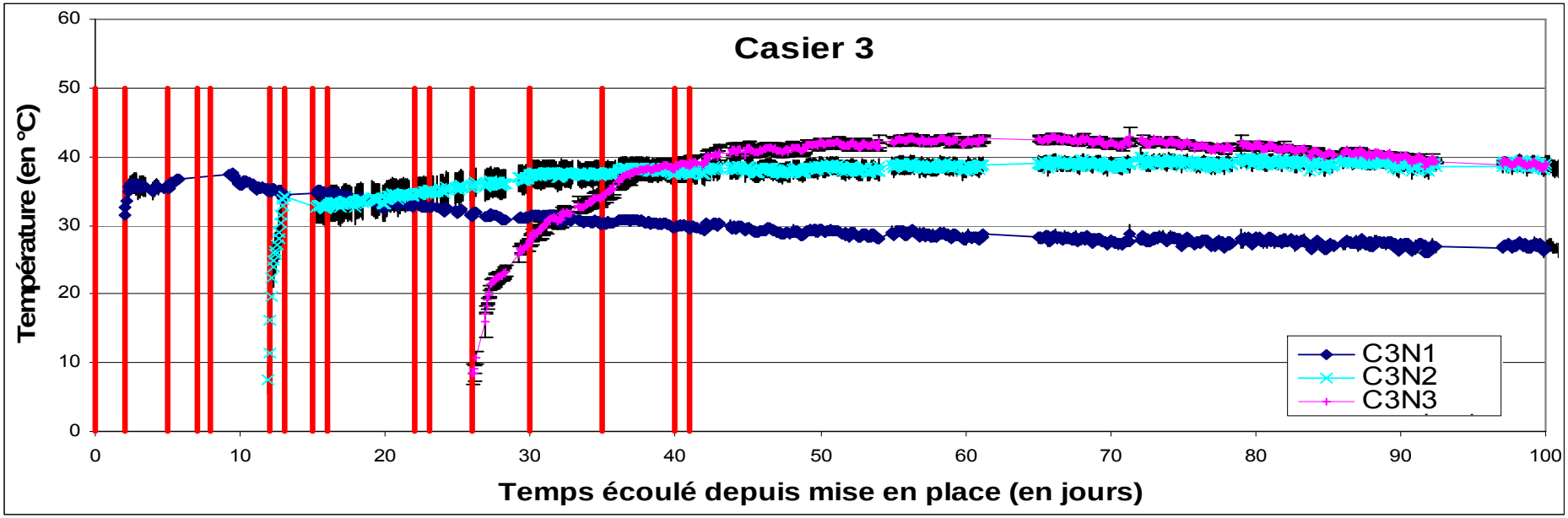
Petit, D., Maillet, D. (2008) *Techniques inverses et estimation de paramètres. Partie 2*, *Techniques de l'ingénieur* AF 4 516.

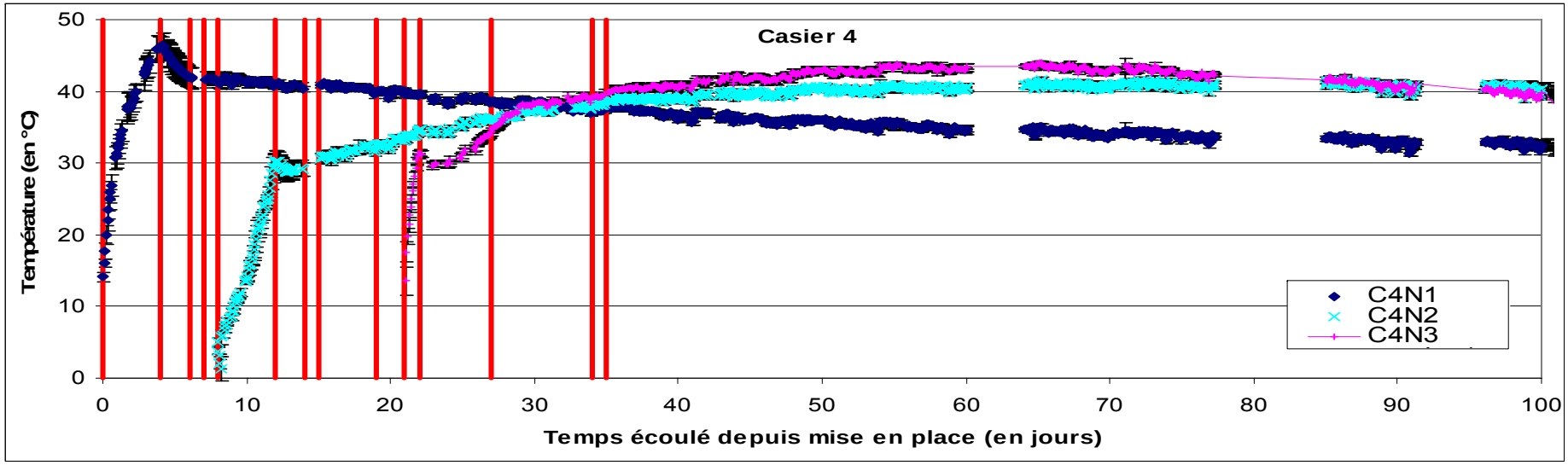
ANNEXE 4 : Evolution de la température dans les différents mini-casiers

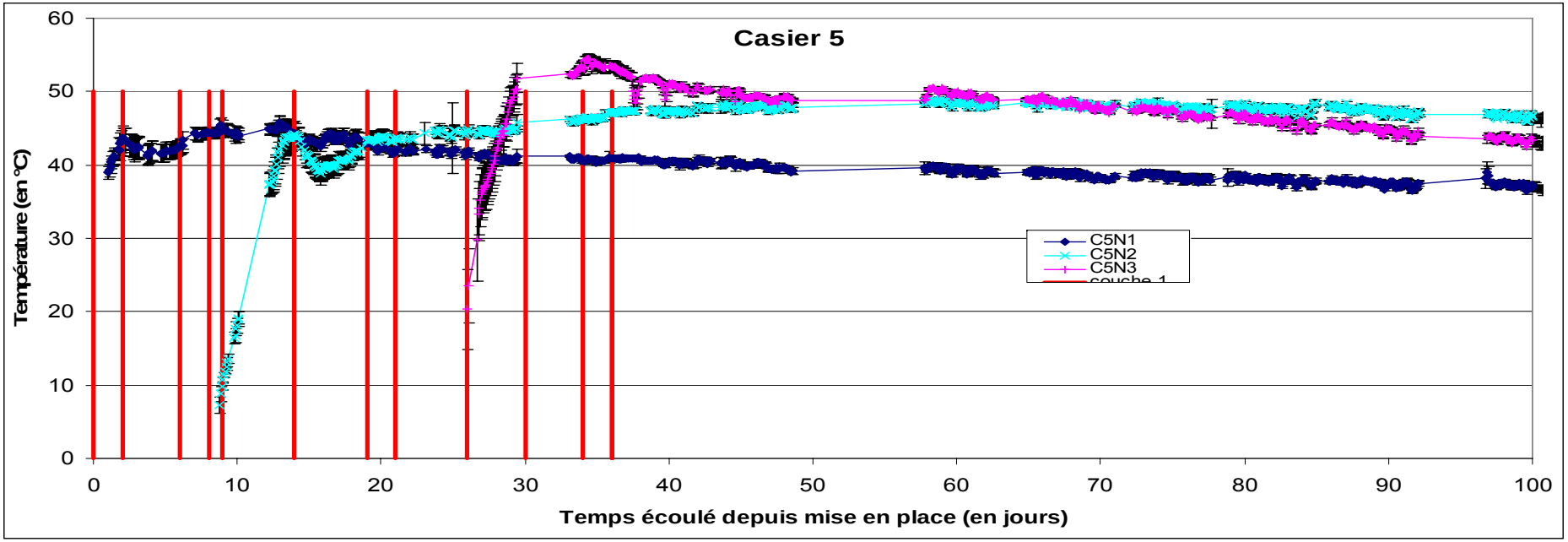
Pour chaque casier, des valeurs moyennes par profondeur et pour une durée de deux heures sont présentées ici, avec les écart-types sur chaque mesure. L'échelle des temps indique le nombre de jours écoulé depuis la mise en place du premier drain instrumenté. Les traits rouges verticaux indiquent la mise en place successive des couches de déchet.
Afin de bien visualiser les courbes durant la période de remplissage (50 premières jours), elles ne sont présentées que jusqu'à 100 jours de suivi ; le suivi a été réalisé en réalité sur 140 jours. L'évolution de la température après 100 jours n'est plus significative : les paliers de température sont considérés comme non évolutifs, seuls les niveaux N3 de chaque casier voient leur température diminuer légèrement, du fait de déperditions thermiques en surface de casier (ΔT de l'ordre de 5 °C en 40 jours).

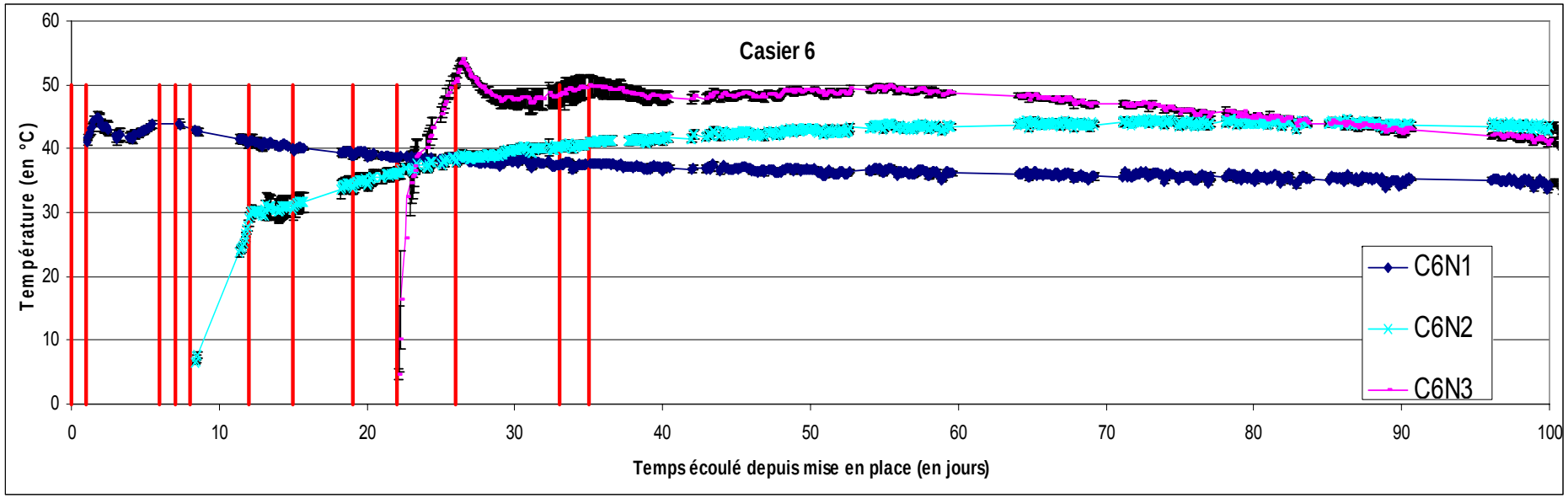


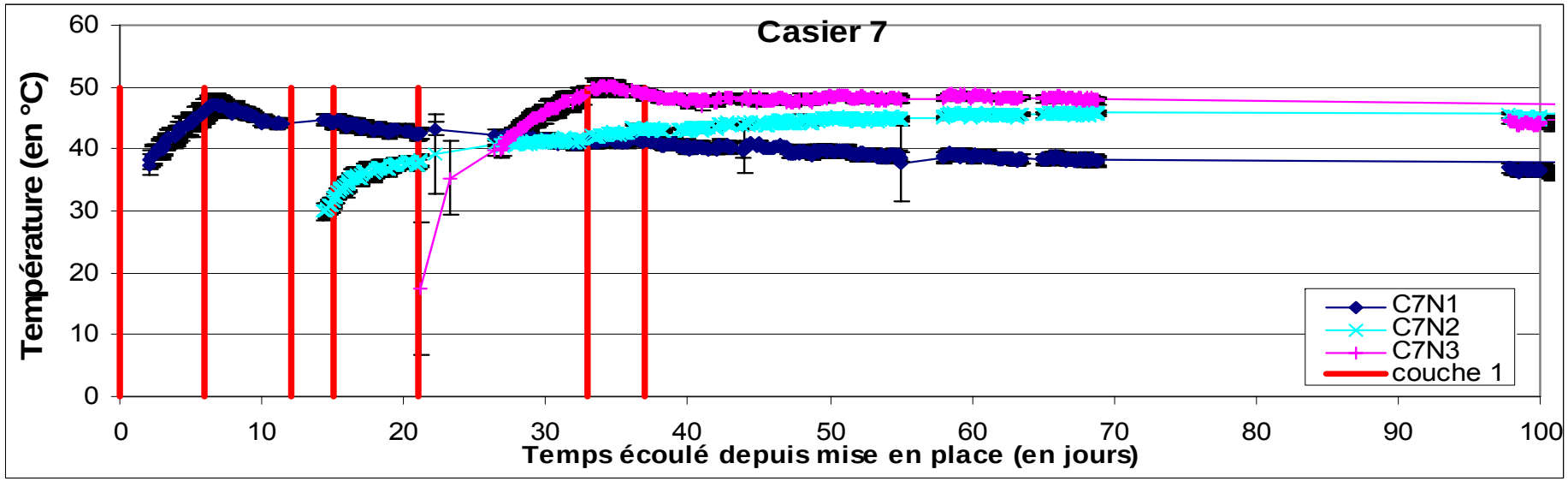

Casier 2
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
C2N1
C2N2
C2N3

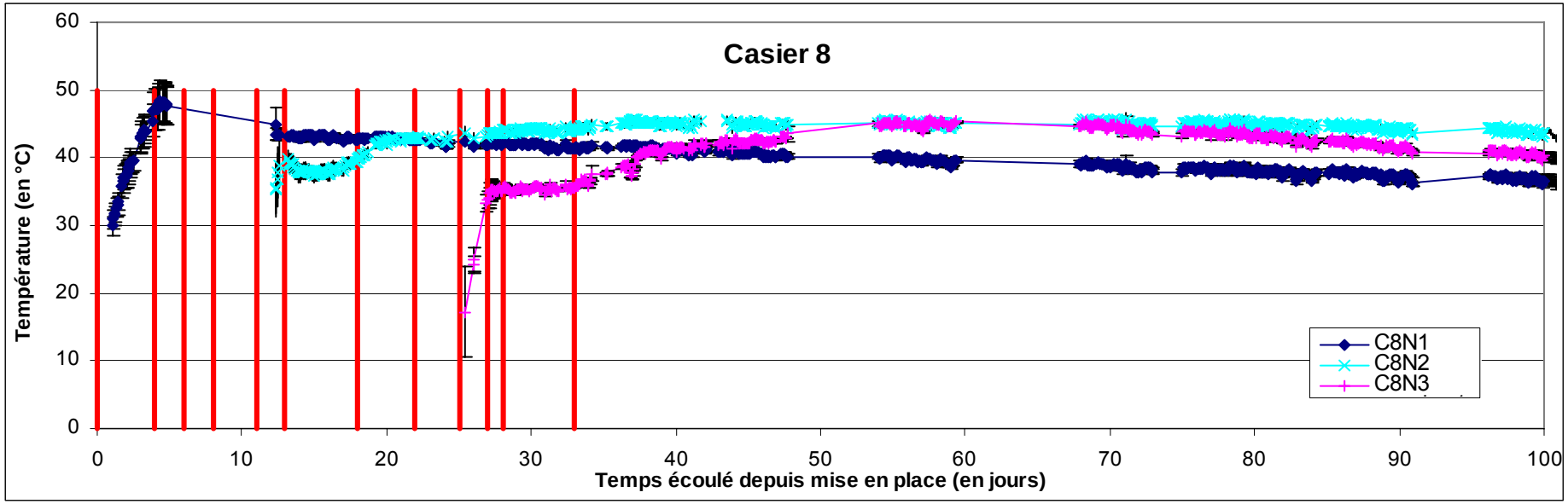

Casier 3
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C3N1
C3N2
C3N3
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100

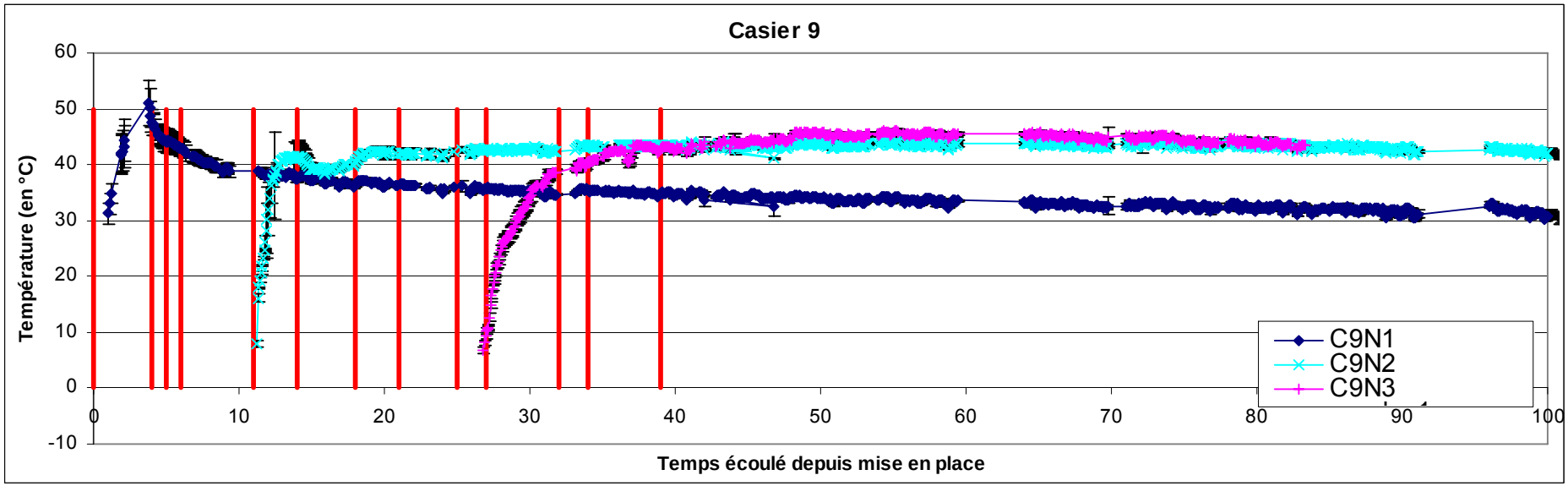

Casier 4
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C4N1
C4N2
C4N3
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100


Casier 5
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C5N1
C5N2
C5N3
couche 1
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100


Casier 6
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C6N1
C6N2
C6N3
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100


Casier 7
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C7N1
C7N2
C7N3
couche 1
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100


Casier 8
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place (en jours)
C8N1
C8N2
C8N3
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100


Casier 9
Température (en °C)
Temps écoulé depuis mise en place
C9N1
C9N2
C9N3
-10
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100

ANNEXE 5 : Base de données des mesures de température sur les différents mini-casiers

Le tableau suivant sert de base de données pour les analyses statistiques permettant de comparer l'impact des modalités de mise en place sur :

- la température lors de la phase aérobie
- la concentration en méthane en fin de suivi (140 jours).

Seuls les casiers à simple couche sont considérés ici.

Les facteurs d'influence considérés sont :

(1) Le niveau où sont placées les sondes de mesure de température et de composition gazeuse : les trois niveaux sont N1 (profondeur 3,6 m), N2 (profondeur 2,5 m) et N3 (profondeur 1,4 m).

(2) La durée avant recouvrement par la couche suivante. La couche N° i (i de 1 à 3) correspond à la $i^{ème}$ couche mise en place sur les sondes de mesure. Les durées sont exprimées en heures par rapport à la mise en place de la couche sur laquelle reposent les sondes.

(3) Le broyage : B3 correspond à la modalité Non broyé, B2 à broyé grossièrement et B1 à broyé finement.

(4) La compaction : C1 correspond à 8 passes de compaction et C2 à 4 passes.

Les variables étudiées sont :
Les valeurs de température ou de concentration en méthane indiquées sont des moyennes par niveau des 3 points de mesure.

(1) T_{Max} : Valeur de température maximale atteinte par niveau

(2) T_{Stab} : Valeur de température atteinte au palier de stabilisation. Elle est calculée à partir des moyennes pour les trois réplicas des médianes de température durant la période stabilisée.

(3) H_{Stab} : Durée, en heures, pour atteindre la stabilisation.

(4) CH_4 : Concentration en méthane à 140 jours, exprimée en $\%_{Vol}$.

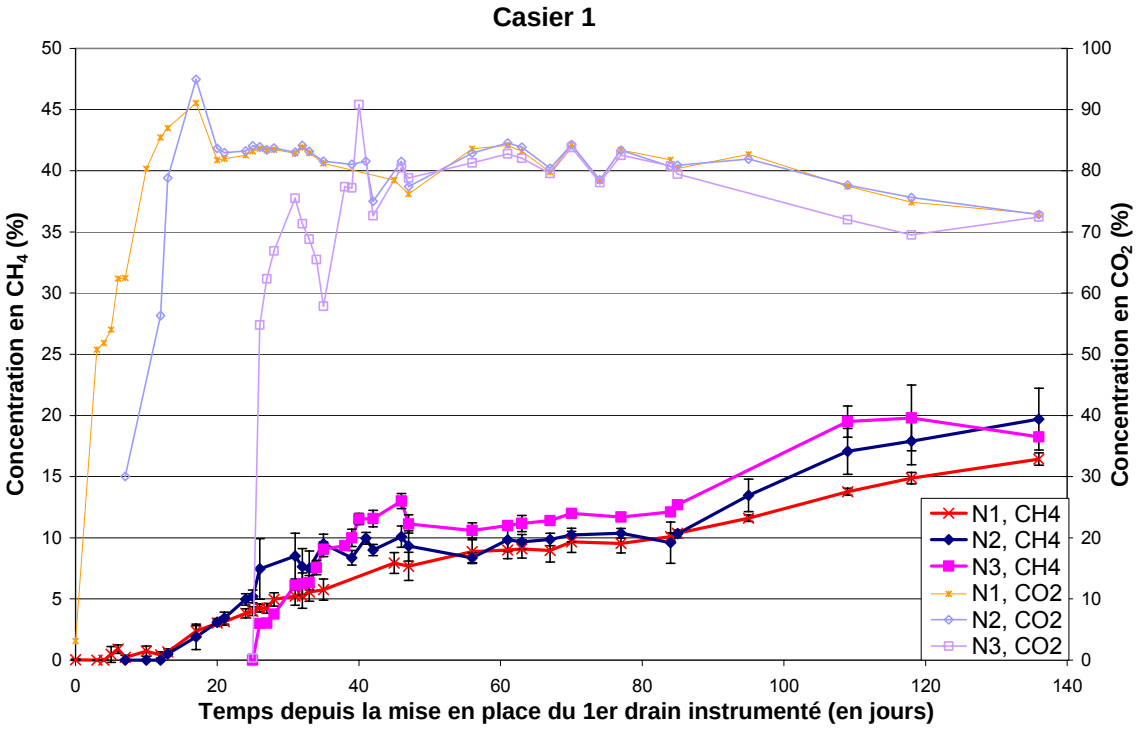
Casier	Niveau	Couche 1	Couche 2	Couche 3	Broyage	Compaction	T max	Tstab	H stab	CH4
C2	N1	24	120	168	B3	C1	33,6	30,5	265	21
	N1	24	120	168	B3	C1	35,2	31,7	265	23,3
	N1	24	120	168	B3	C1	34,05	31,5	265	21,7
	N2	48	72	168	B3	C1	44,9	42,7	572	23,4
	N2	48	72	168	B3	C1	44,9	42,4	572	18
	N2	48	72	168	B3	C1	44,2	41,9	572	17,6
	N3	48	192	240	B3	C1	52,5	48,8	239	15,3
	N3	48	192	240	B3	C1	48,7	46,3	221	14,8
C3	N1	48	120	168	B3	C1	38,1	30	648	17,5
	N1	48	120	168	B3	C1	39,8	28,6	648	15,9
	N1	48	120	168	B3	C1	38,3	28,9	648	15,6
	N2	24	72	96	B3	C1	41,3	39,8	421	16,3
	N2	24	72	96	B3	C1	39,9	38,2	421	14,8
	N2	24	72	96	B3	C1	39	36,7	421	16,8
	N3	24	96	216	B3	C1	43,8	42,5	427	16
	N3	24	96	216	B3	C1	43	41,5	427	17
C4	N1	96	144	168	B3	C2	46,5	35,5	812	21,6
	N1	96	144	168	B3	C2	48,8	35,9	812	20,4
	N1	96	144	168	B3	C2	45,3	35,4	812	20,5
	N2	96	144	168	B3	C2	42,1	40,1	658	21
	N2	96	144	168	B3	C2	42,1	40,2	658	19,8
	N2	96	144	168	B3	C2	41,7	40,1	658	19,2
	N3	24	144	312	B3	C2	44,6	43	346	21,9
	N3	24	144	312	B3	C2	44,1	42,4	346	21,1
C5	N1	48	144	192	B1	C1	46,7	40,4	560	31,4
	N1	48	144	192	B1	C1	46,7	40,1	560	30,1
	N1	48	144	192	B1	C1	44,9	39,6	560	31,3
	N2	120	240	288	B1	C1	50,1	48,2	644	30,7
	N2	120	240	288	B1	C1	49,8	48	644	30,1
	N2	120	240	288	B1	C1	49,3	47,6	644	29
	N3	96	192	240	B1	C1	55,7	49,1	429	25,3
	N3	96	192	240	B1	C1	54,8	48,9	429	23,2
C6	N1	24	144	168	B1	C2	46,2	37,2	627	28,3
	N1	24	144	168	B1	C2	45,8	36,9	627	25,8
	N1	24	144	168	B1	C2	44,8	36,5	627	25,4
	N2	96	168	264	B1	C2	44,8	43,1	608	26,3
	N2	96	168	264	B1	C2	44,2	43	608	26,5
	N2	96	168	264	B1	C2	43,7	42,1	608	24,7
	N3	96	264	312	B1	C2	53,8	49	372	20,6
	N3	96	264	312	B1	C2	54,4	48	372	20,2
C8	N1	96	144	192	B2	C2	46,7	41,4	300	29
	N1	96	144	192	B2	C2	46,2	41,7	300	28,4
	N1	96	144	192	B2	C2	52,8	41,3	300	27,3
	N2	48	168	408	B2	C2	46,7	45,2	746	22,3
	N2	48	168	408	B2	C2	46,4	45,1	746	19,1
	N2	48	168	408	B2	C2	46,4	44,4	746	19,2
	N3	48	72	192	B2	C2	45,8	44,6	430	17,2
	N3	48	72	192	B2	C2	45,9	44,5	430	16,2
C9	N1	96	120	144	B2	C1	47,6	34,2	410	31,7
	N1	96	120	144	B2	C1	54,3	34,4	410	34,8
	N1	96	120	144	B2	C1	54,1	34,1	410	34,6
	N2	72	168	240	B2	C1	45,4	43,2	196	26,8
	N2	72	168	240	B2	C1	45,4	43,5	196	28,5
	N2	72	168	240	B2	C1	44,9	43,5	196	29,5
	N3	120	168	288	B2	C1	45,9	44,7	252	26
	N3	120	168	288	B2	C1	46,4	45,2	252	26,4

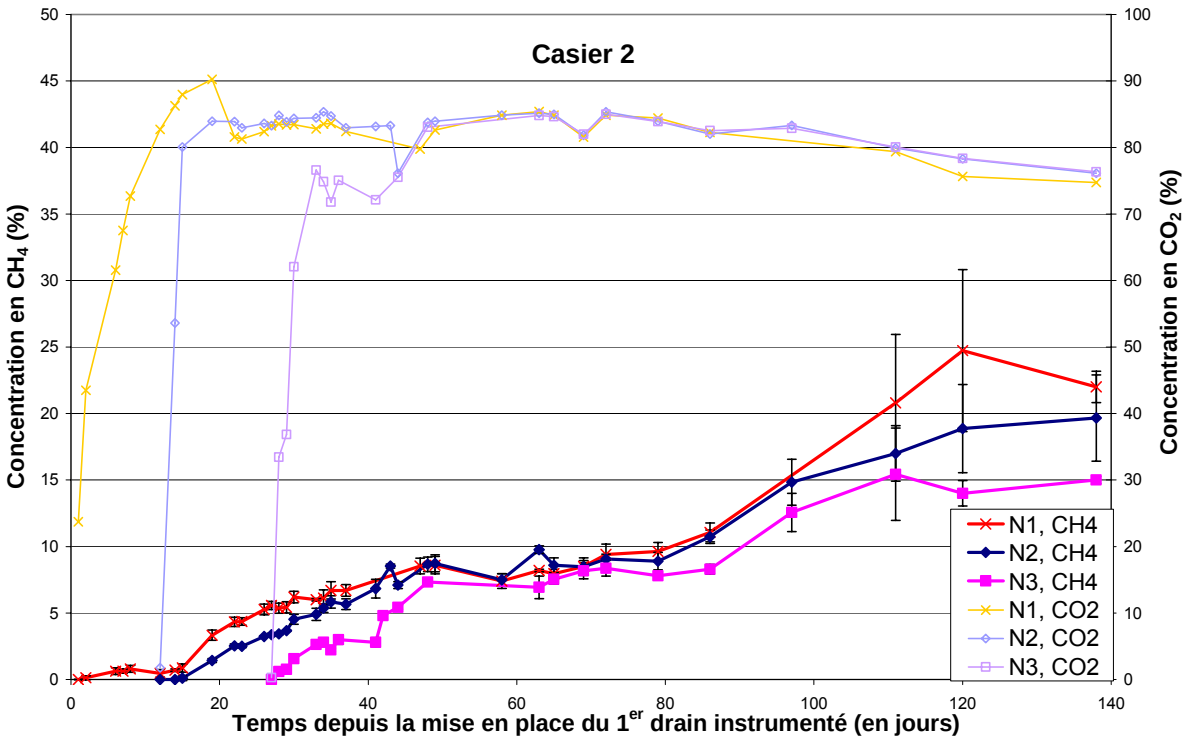
ANNEXE 6 : Production de biogaz dans les différents mini-casiers

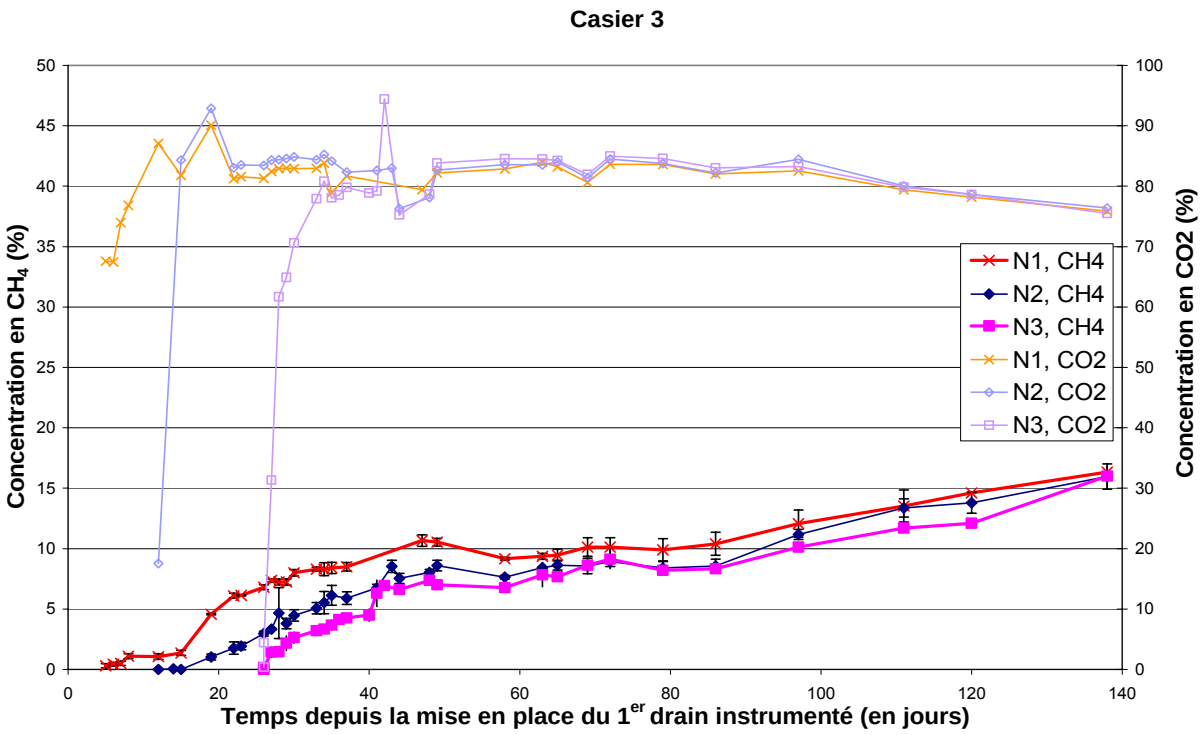
Les courbes ci-dessous présentent l'évolution des concentrations en CH_4 et CO_2 dans les différents mini-casiers, sur une période de suivi de 140 jours.

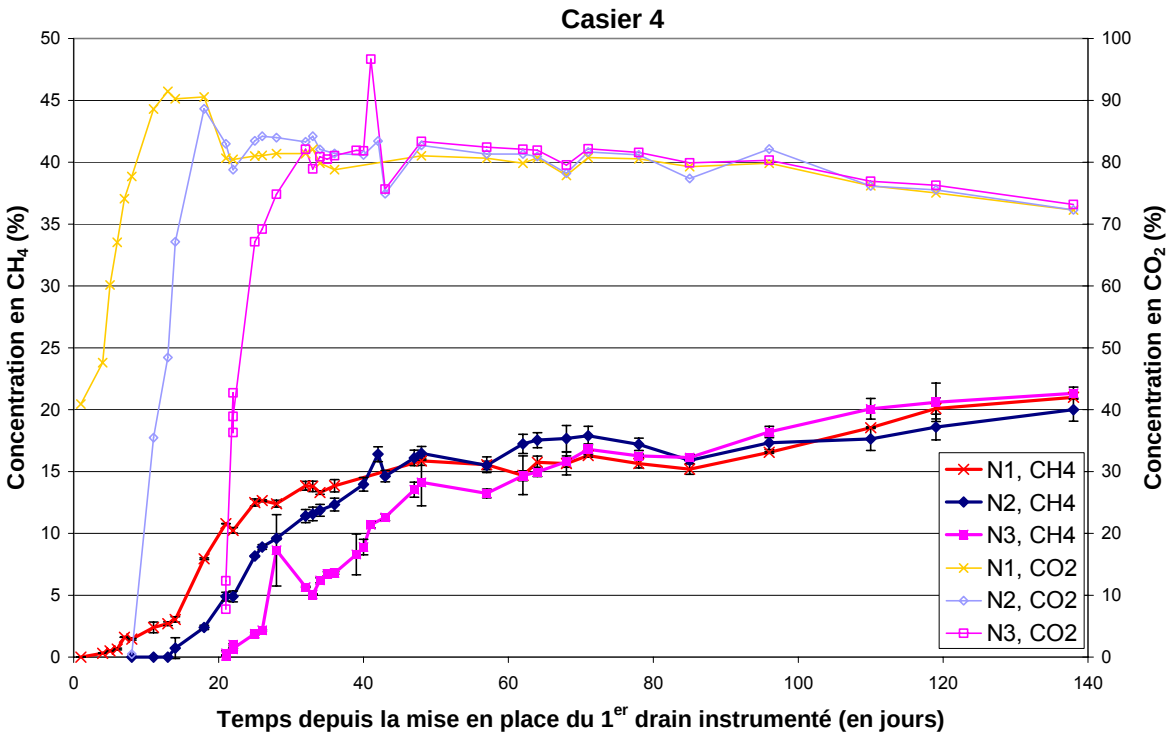
Elles sont représentées en fonction du temps (en jours) depuis la mise en place du 1er drain instrumenté sur le casier considéré.

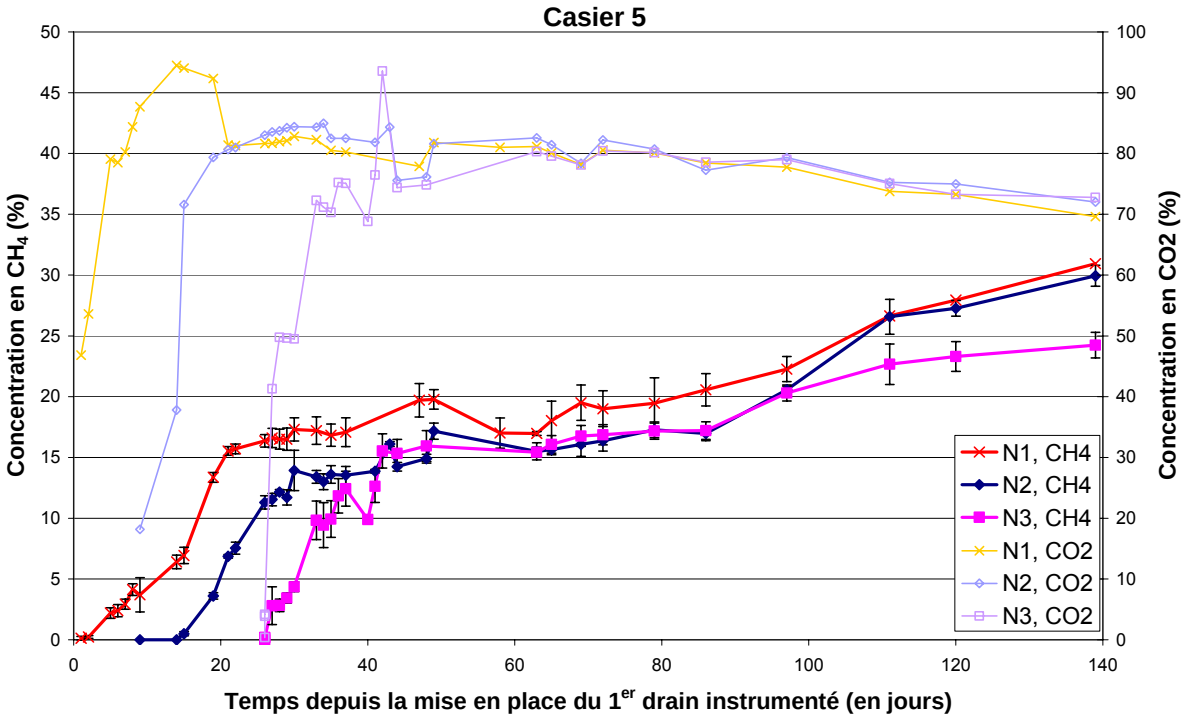
Pour chaque niveau, une valeur moyenne est retenue par triplicata de mesure ; les écart-types pour les concentrations en CH_4 sont également indiqués.

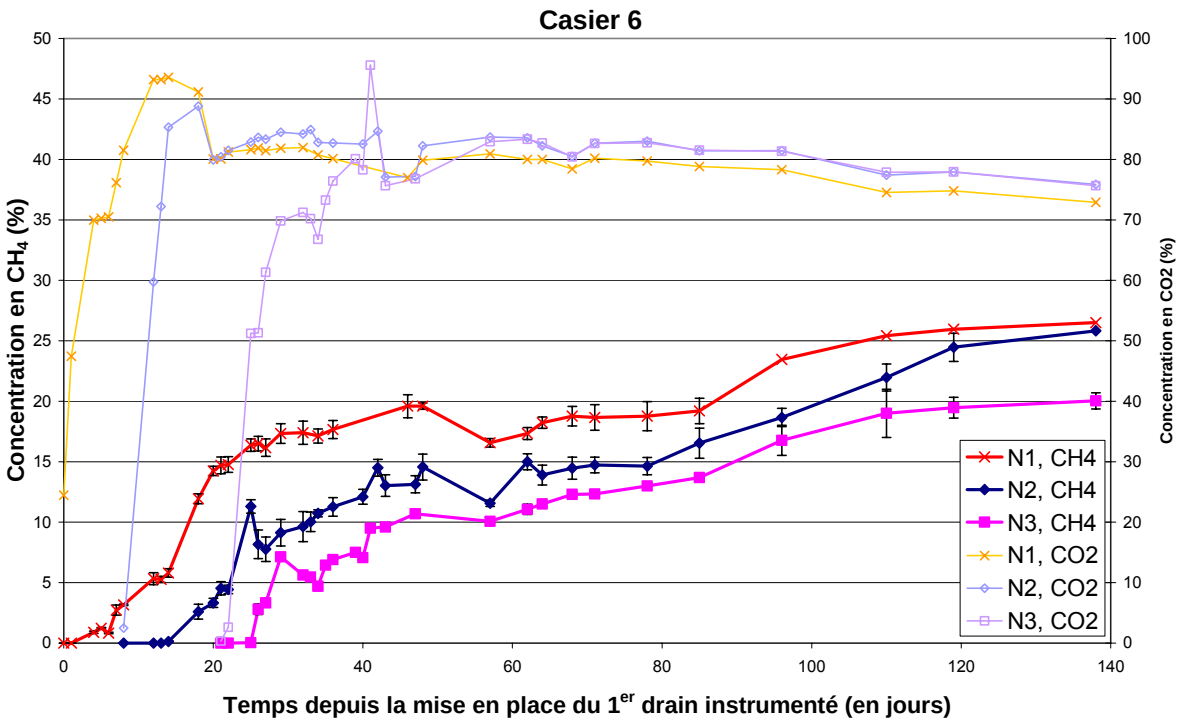


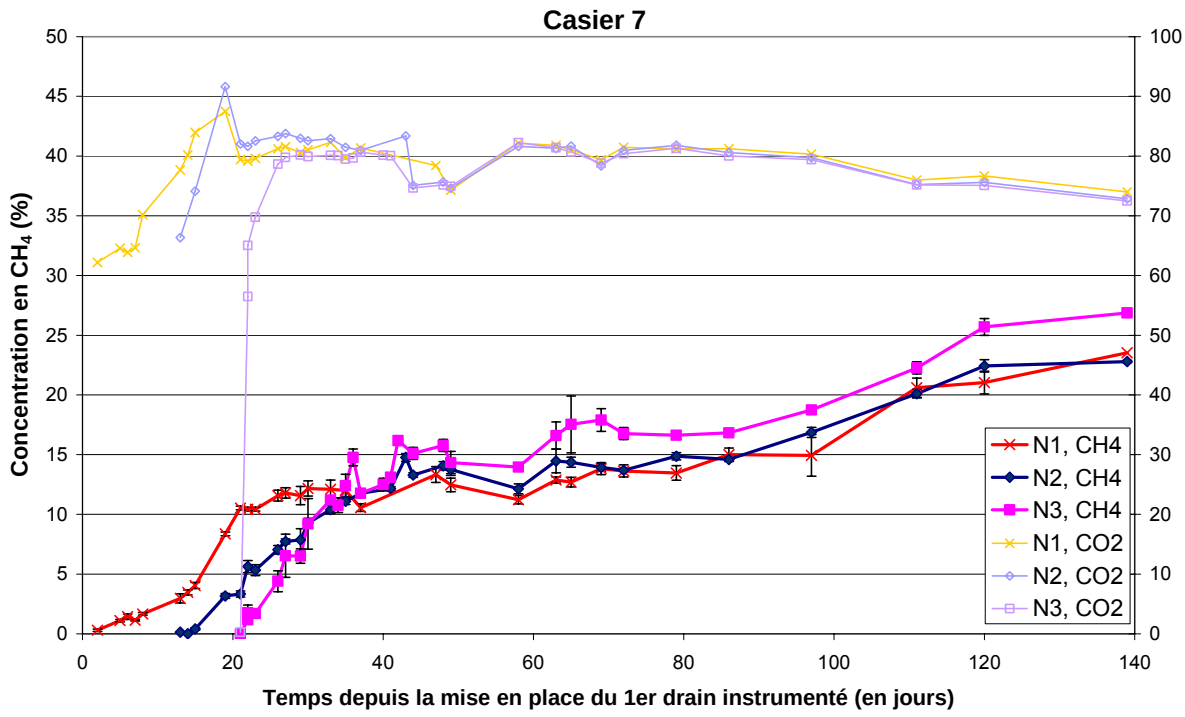

Casier 2
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

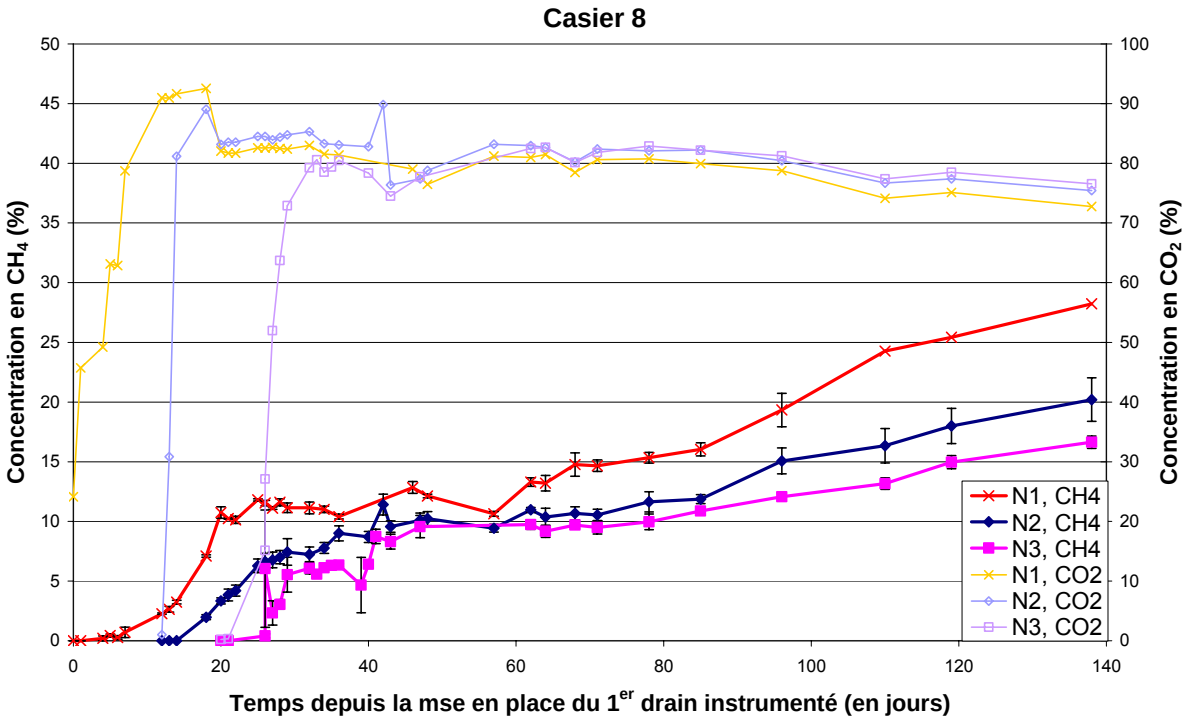

Casier 3
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

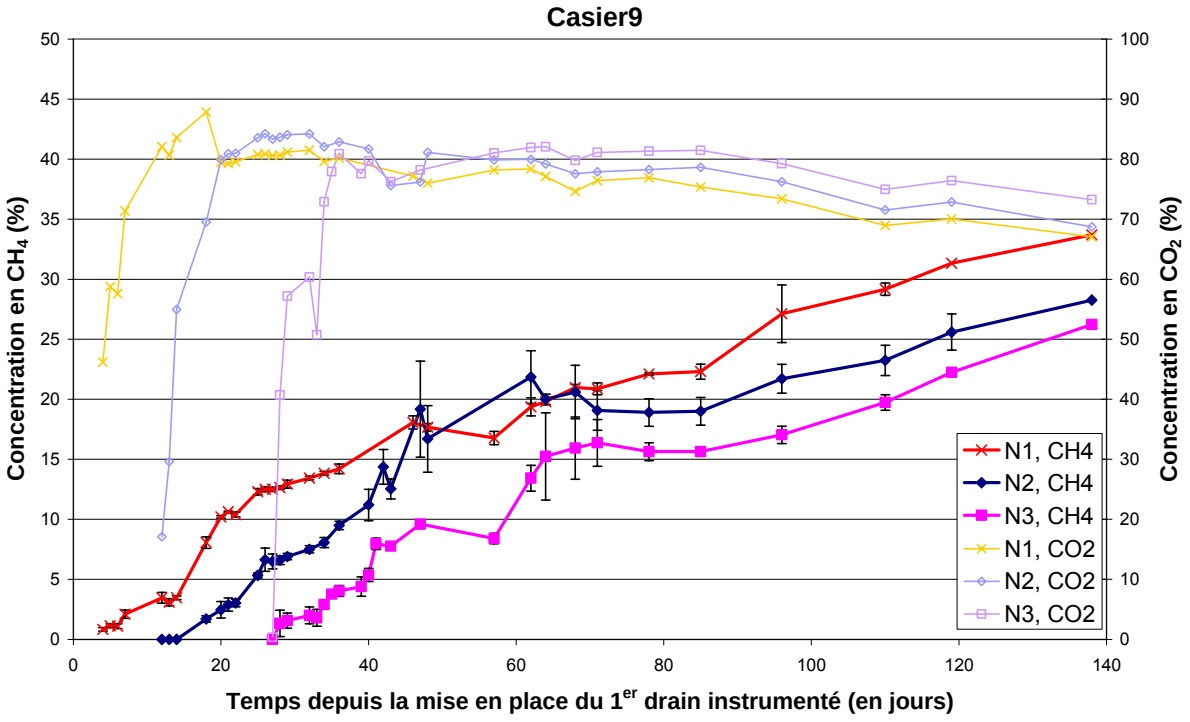

Casier 4
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2


Casier 5
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

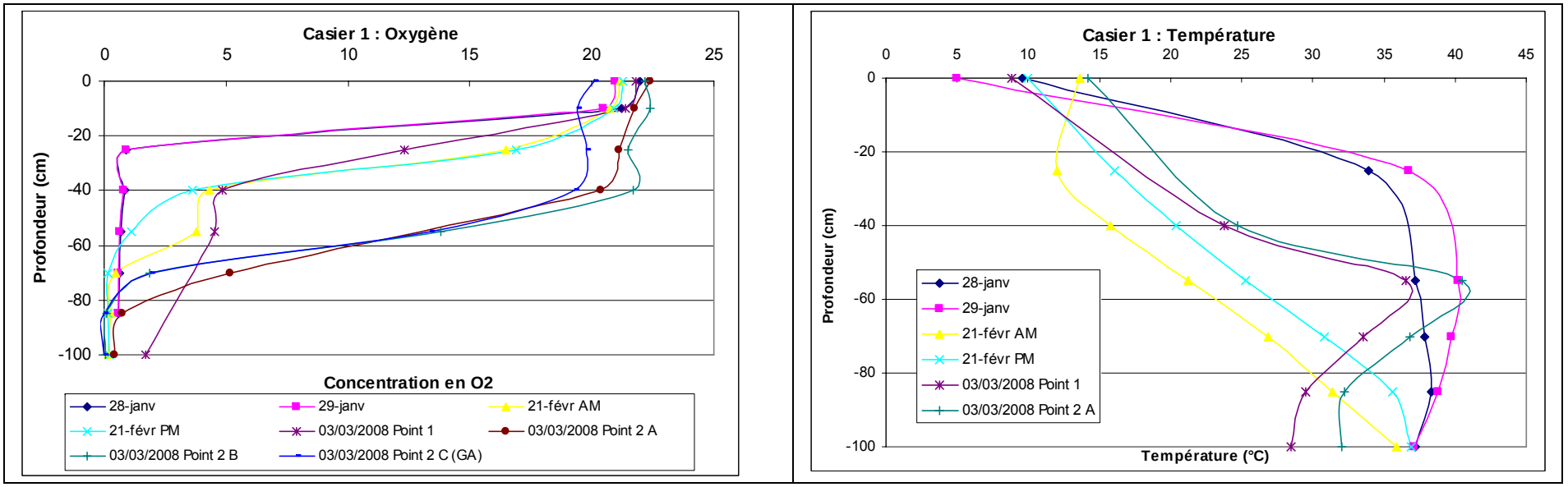

Casier 6
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

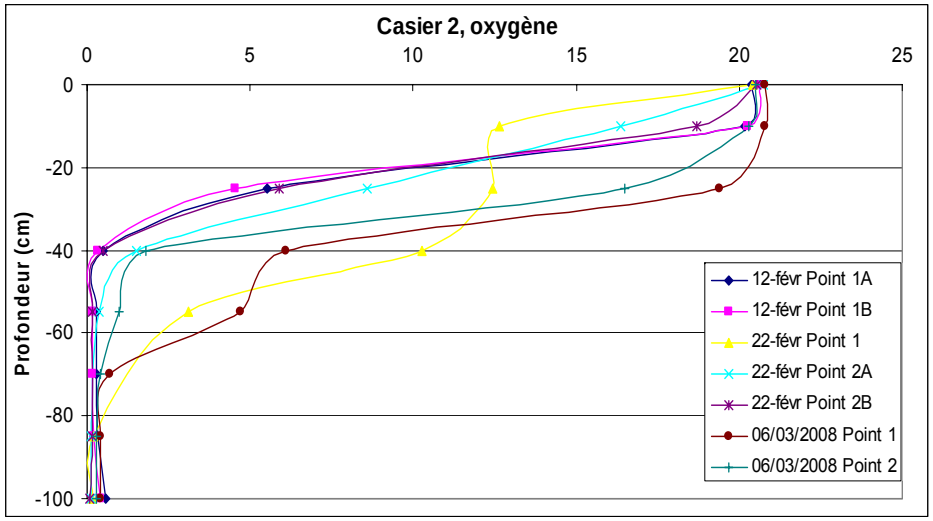

Casier 7
Concentration en CH4 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

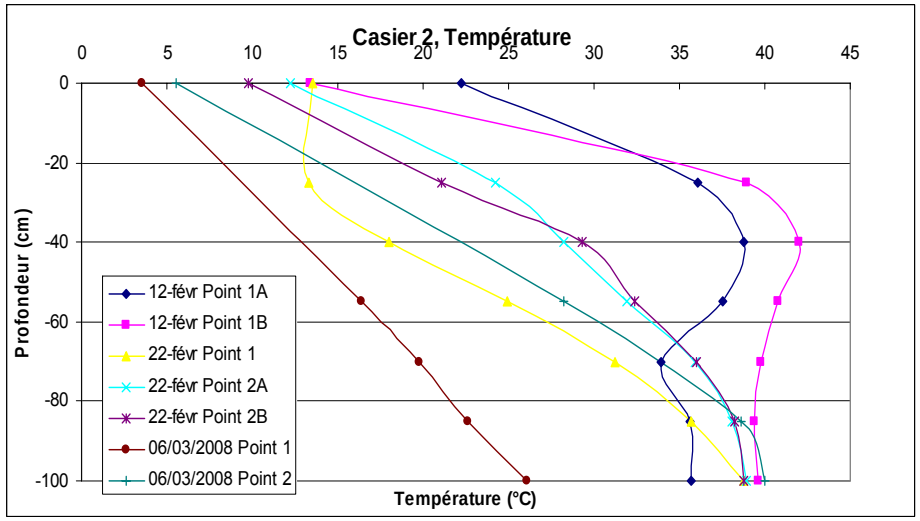

Casier 8
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mse en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

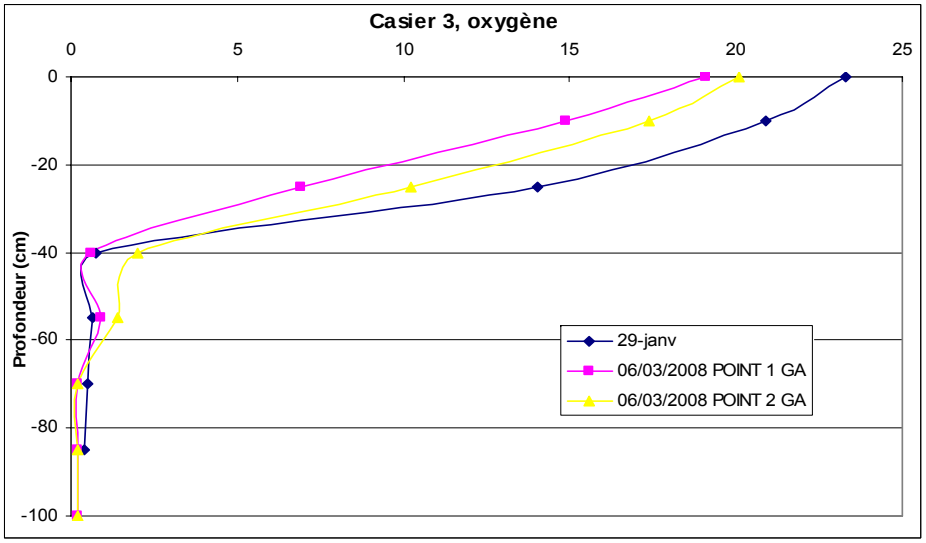

Casier9
Concentration en CH4 (%)
Concentration en CO2 (%)
Temps depuis la mise en place du 1er drain instrumenté (en jours)
N1, CH4
N2, CH4
N3, CH4
N1, CO2
N2, CO2
N3, CO2

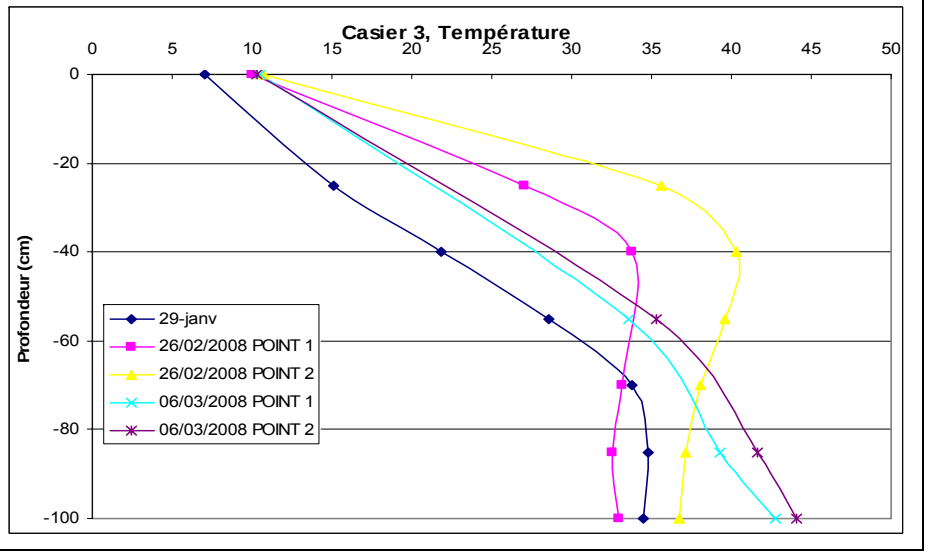
ANNEXE 7 : Mesure de la consommation d'O2 sur mini-casiers – Courbes de concentration en O2 et de température en fonction de la profondeur

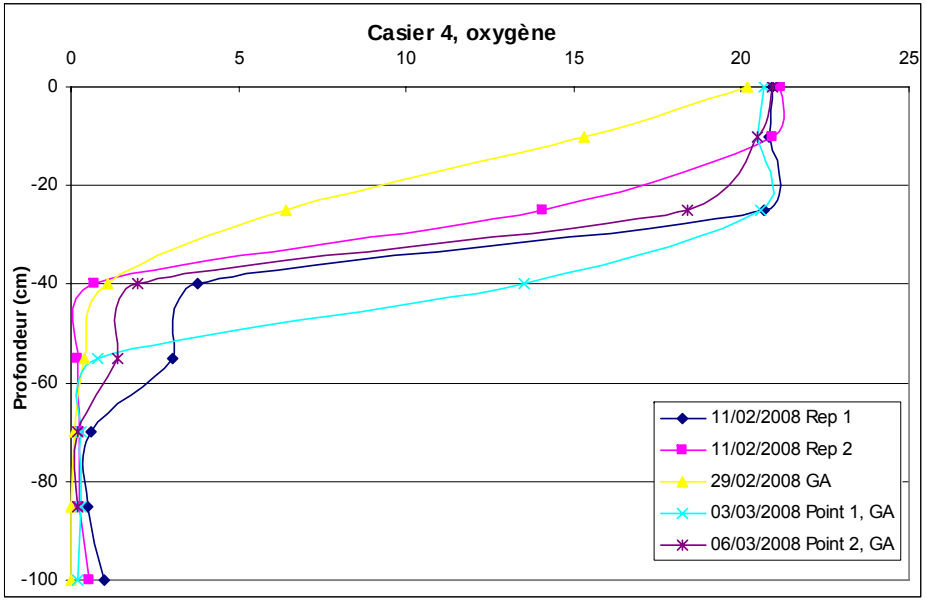


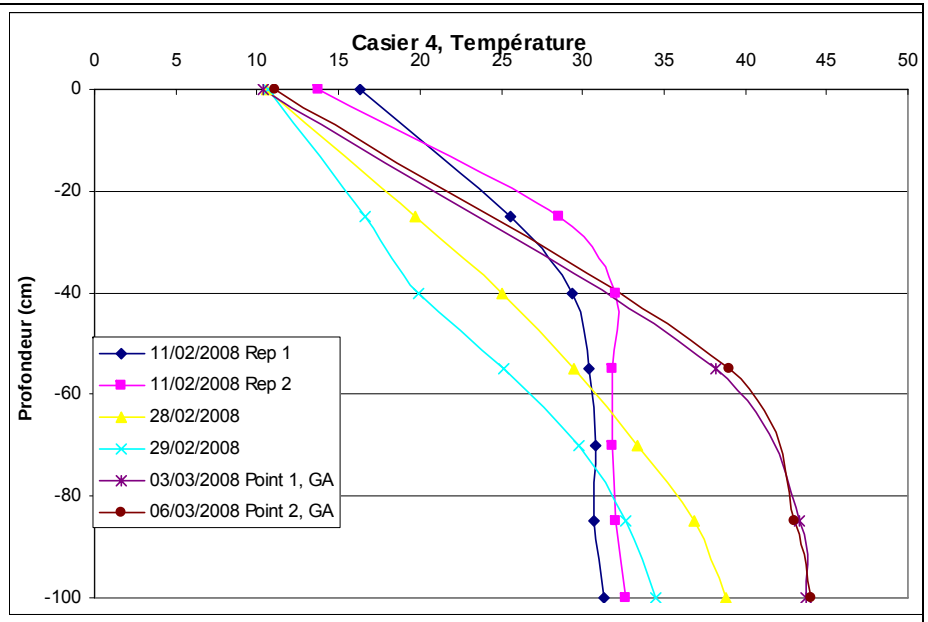

Casier 2, oxygène
Profondeur (cm)
12-févr Point 1A
12-févr Point 1B
22-févr Point 1
22-févr Point 2A
22-févr Point 2B
06/03/2008 Point 1
06/03/2008 Point 2

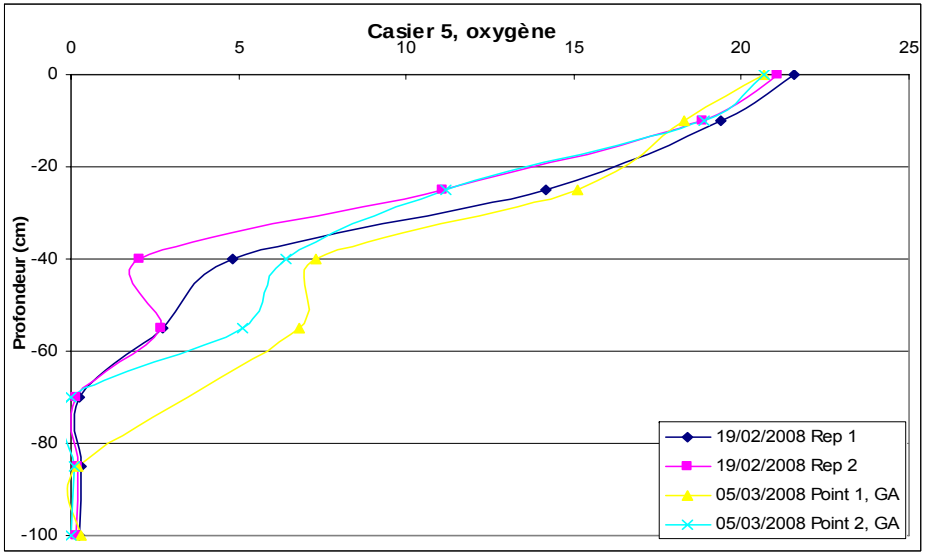

Casier 2, Température
Profondeur (cm)
Température (°C)
12-févr Point 1A
12-févr Point 1B
22-févr Point 1
22-févr Point 2A
22-févr Point 2B
06/03/2008 Point 1
06/03/2008 Point 2

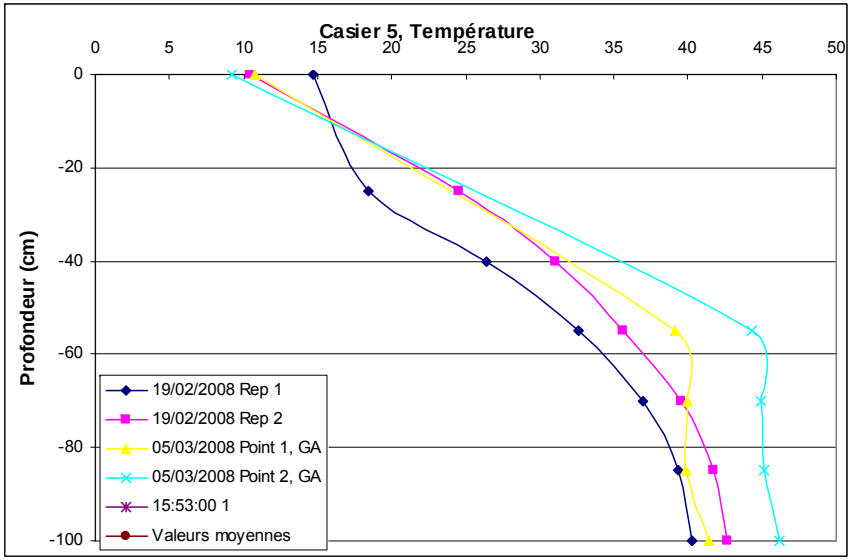

Casier 3, oxygène
Profondeur (cm)
29-janv
06/03/2008 POINT 1 GA
06/03/2008 POINT 2 GA

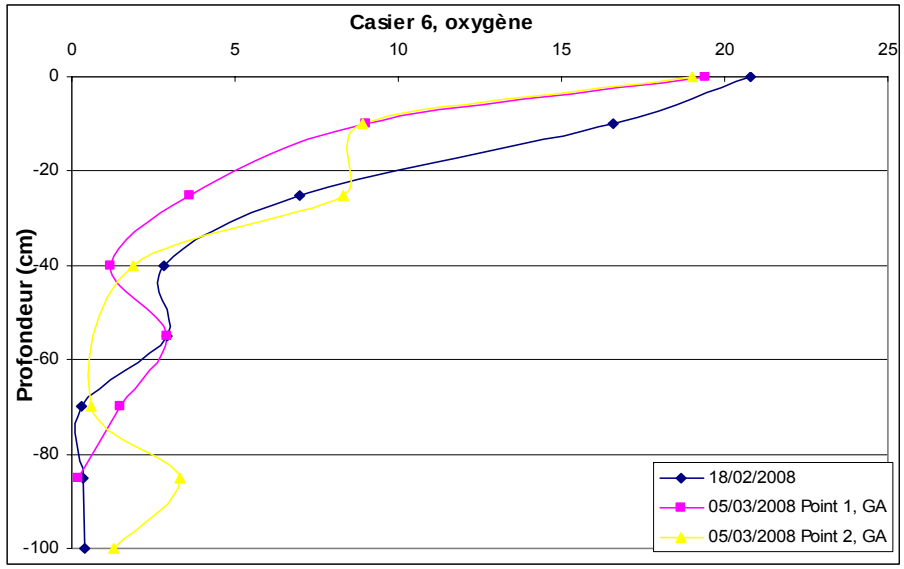

Casier 3, Température
Profondeur (cm)
29-janv
26/02/2008 POINT 1
26/02/2008 POINT 2
06/03/2008 POINT 1
06/03/2008 POINT 2

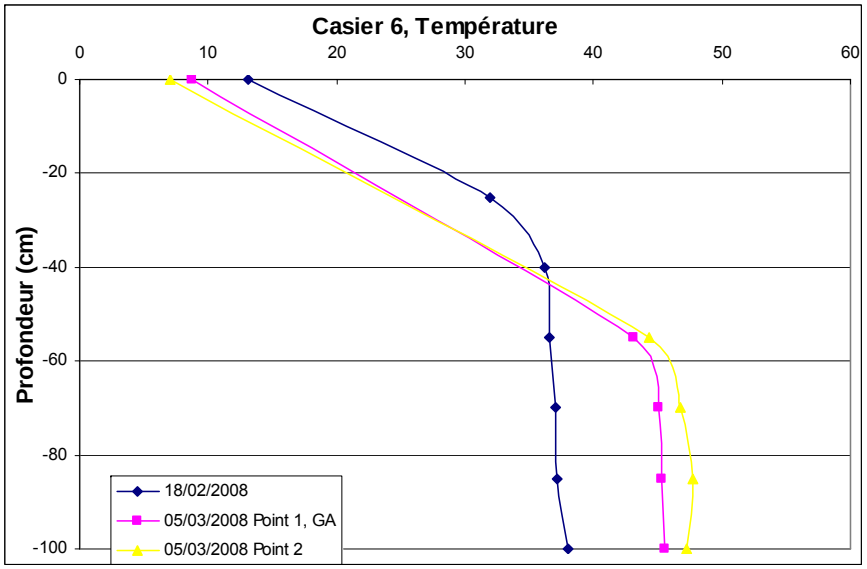

Casier 4, oxygène
0
5
10
15
20
25
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
11/02/2008 Rep 1
11/02/2008 Rep 2
29/02/2008 GA
03/03/2008 Point 1, GA
06/03/2008 Point 2, GA

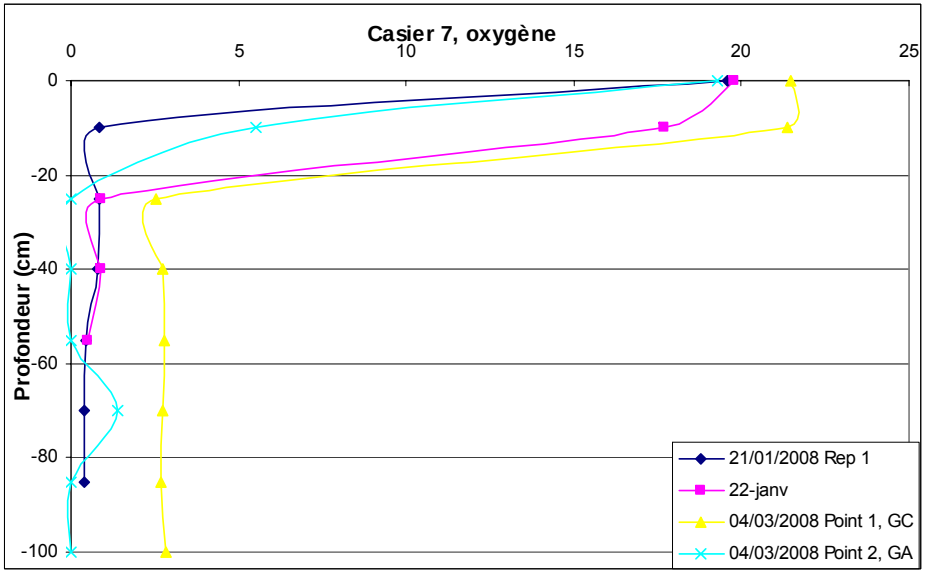

Casier 4, Température
0
5
10
15
20
25
30
35
40
45
50
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
11/02/2008 Rep 1
11/02/2008 Rep 2
28/02/2008
29/02/2008
03/03/2008 Point 1, GA
06/03/2008 Point 2, GA

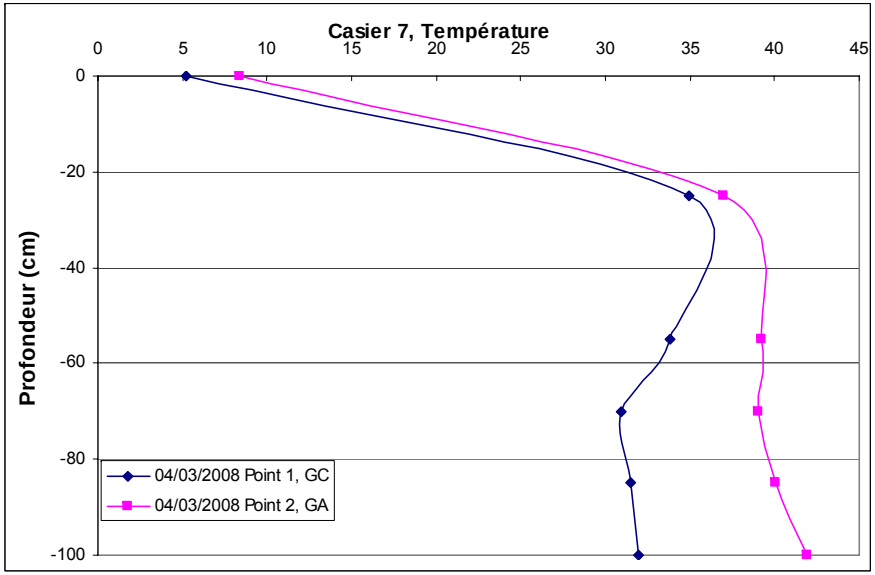

Casier 5, oxygène
0
5
10
15
20
25
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
19/02/2008 Rep 1
19/02/2008 Rep 2
05/03/2008 Point 1, GA
05/03/2008 Point 2, GA

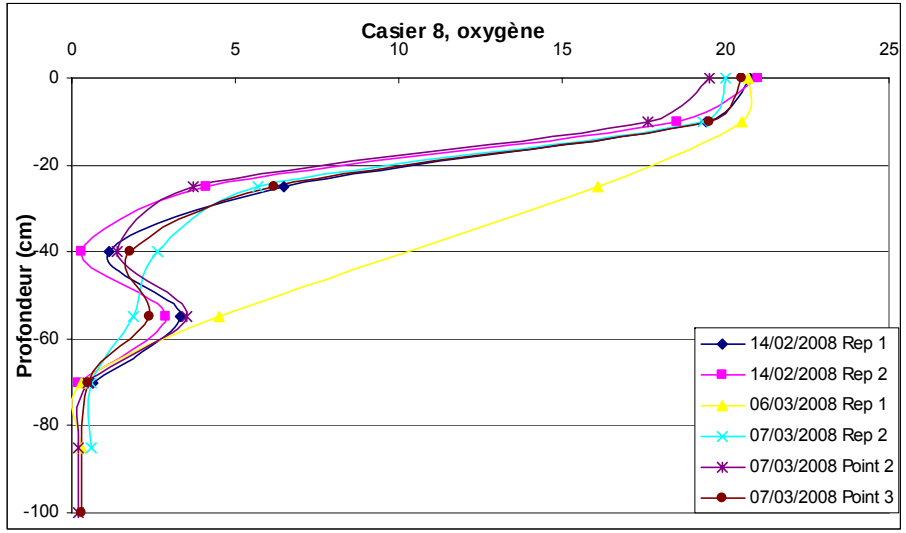

Casier 5, Température
0
5
10
15
20
25
30
35
40
45
50
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
19/02/2008 Rep 1
19/02/2008 Rep 2
05/03/2008 Point 1, GA
05/03/2008 Point 2, GA
15:53:00 1
Valeurs moyennes

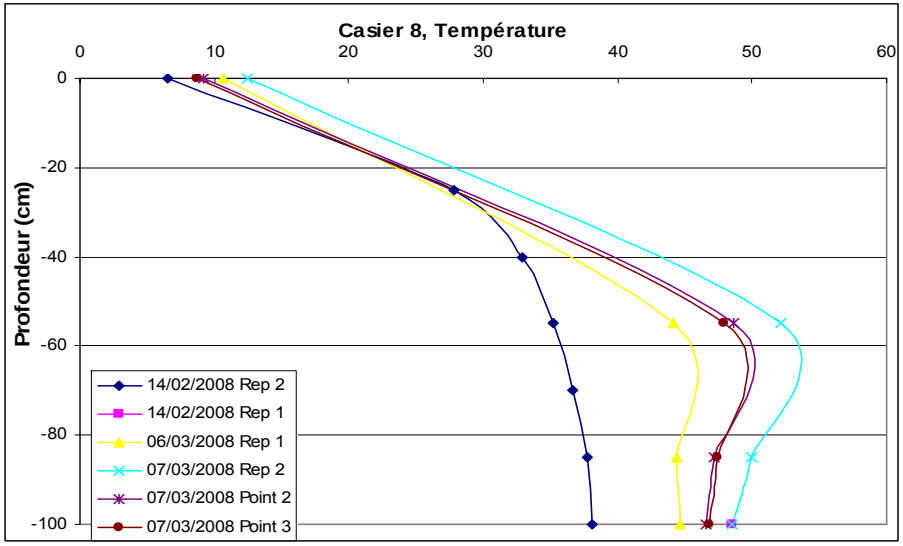

Casier 6, oxygène
0
5
10
15
20
25
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
18/02/2008
05/03/2008 Point 1, GA
05/03/2008 Point 2, GA

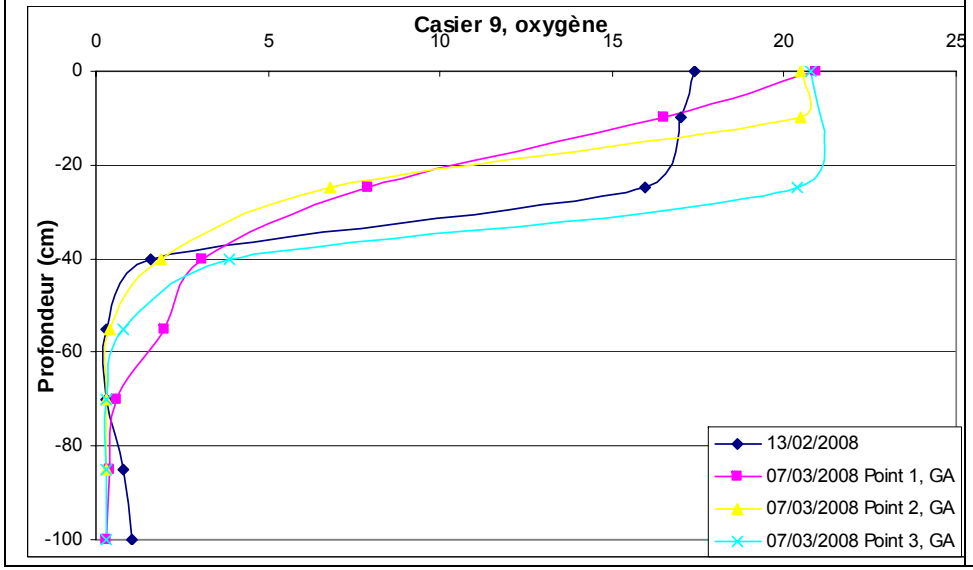

Casier 6, Température
0
10
20
30
40
50
60
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
18/02/2008
05/03/2008 Point 1, GA
05/03/2008 Point 2

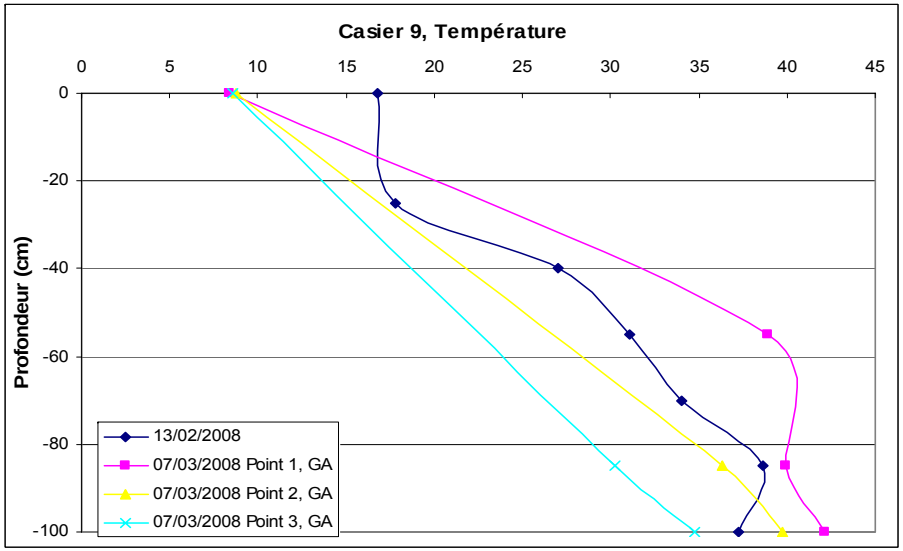

Casier 7, oxygène
0
5
10
15
20
25
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
21/01/2008 Rep 1
22-janv
04/03/2008 Point 1, GC
04/03/2008 Point 2, GA


Casier 7, Température
0
5
10
15
20
25
30
35
40
45
0
-20
-40
-60
-80
-100
Profondeur (cm)
04/03/2008 Point 1, GC
04/03/2008 Point 2, GA

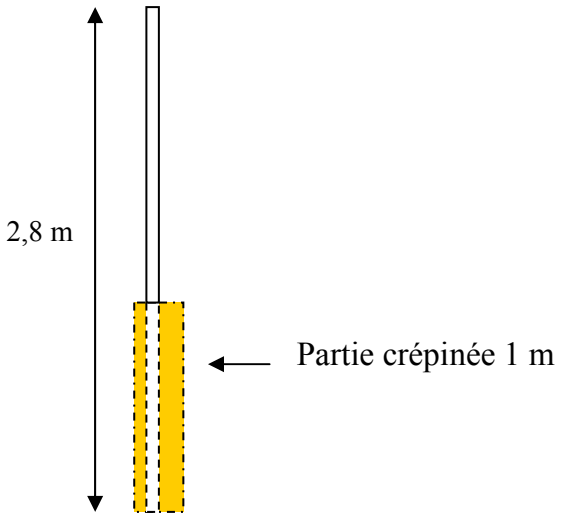

Casier 8, oxygène
Profondeur (cm)
14/02/2008 Rep 1
14/02/2008 Rep 2
06/03/2008 Rep 1
07/03/2008 Rep 2
07/03/2008 Point 2
07/03/2008 Point 3


Casier 8, Température
Profondeur (cm)
14/02/2008 Rep 2
14/02/2008 Rep 1
06/03/2008 Rep 1
07/03/2008 Rep 2
07/03/2008 Point 2
07/03/2008 Point 3


Casier 9, oxygène
Profondeur (cm)
13/02/2008
07/03/2008 Point 1, GA
07/03/2008 Point 2, GA
07/03/2008 Point 3, GA


Casier 9, Température
Profondeur (cm)
13/02/2008
07/03/2008 Point 1, GA
07/03/2008 Point 2, GA
07/03/2008 Point 3, GA

ANNEXE 8 : Installation des chambres d'injection

1. Positionnement et repérage des chambres : - La position des chambres est repérée par un géomètre, - La couverture provisoire (5 cm de terre) est enlevée sur la surface de la chambre.	
2. Excavation du déchet Le déchet est excavé sur une profondeur de 2 m, à l'aide d'une pelle mécanique.	
3. Placement des piézomètres Quatre piézomètres sont installés, à chaque angle de la chambre. Leur profondeur est repérée.  	

4. Remplissage avec matériau drainant

Le matériau drainant est déversé dans la chambre, sur une épaisseur de 1 m dans un premier temps.

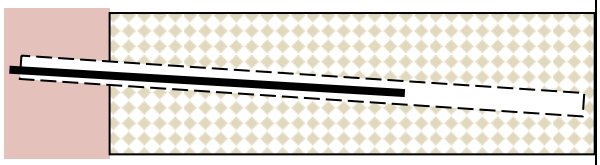
5. Placement du drain d'injection

Une tranchée est creusée sur le côté Sud Ouest de la chambre.

Un drain de diamètre 200 mm, perforé est positionné sur la couche de 1 m de matériau drainant, avec une légère pente en direction du Nord Est.

Afin de pouvoir positionner le futur drain plein à l'intérieur, il dépasse de la chambre sur une longueur de 3 m, La partie externe à la chambre sera recouverte de sablon afin de limiter les écoulements en dehors de la chambre.

Le drain plein interne sera positionné de manière à déboucher au centre de la chambre (cf schéma).



Sablon Chambre

Le drain est ensuite recouvert d'un mètre de matériau drainant.

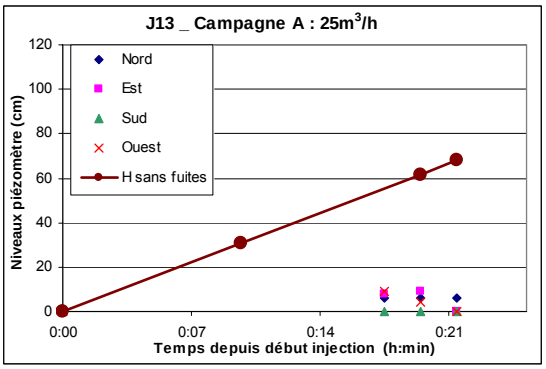
6. Couverture provisoire

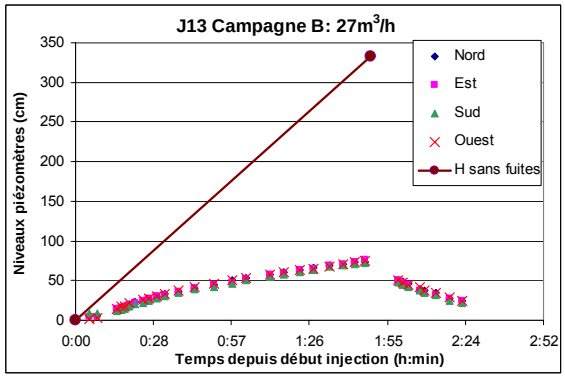
La chambre est ensuite recouverte d'une couche de 50 cm de terre. Cette couverture provisoire est nécessaire pour le positionnement des électrodes de mesures géophysiques. Afin d'éviter la migration des fines au sein du matériau drainant, un plastique est placé entre la chambre et la couche de terre.

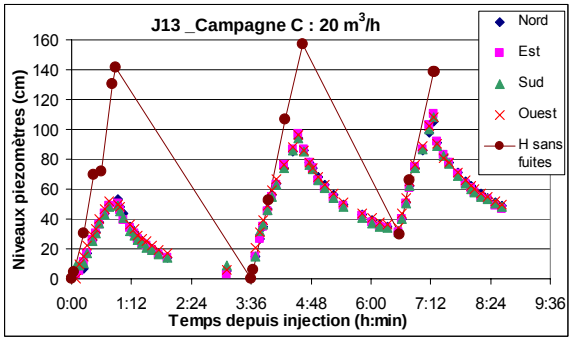
ANNEXE 9 : Courbes de suivi du remplissage et de la vidange des chambres lors des différentes campagnes d'injection

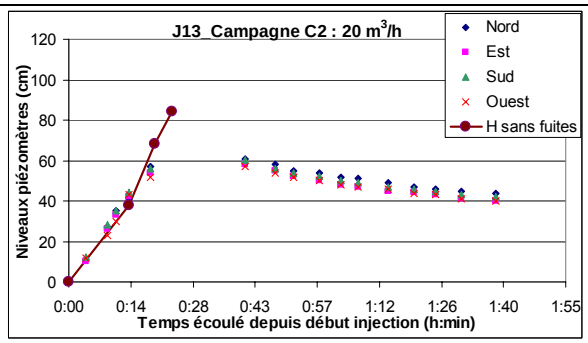
Les courbes de suivi du remplissage et de la vidange des chambres indiquent une hauteur de lixiviat dans les piézomètres, normalisée par rapport au piézomètre le plus profond.
La quantité de lixiviat injectée en fonction du temps dans la chambre est représentée à partir d'une hauteur, appelée $H_{Sans\ Fuites}$ en considérant que tout le volume injecté reste emmagasiné au sein de la chambre.
Les piézomètres de la chambre J31 ne s'étant jamais remplis au cours des différentes campagnes d'injection, leur suivi n'est pas indiqué ici.

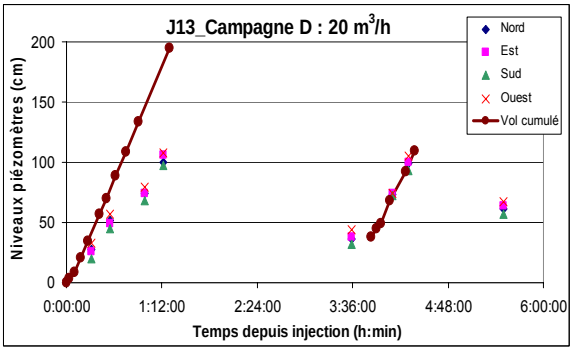
CHAMBRE J13

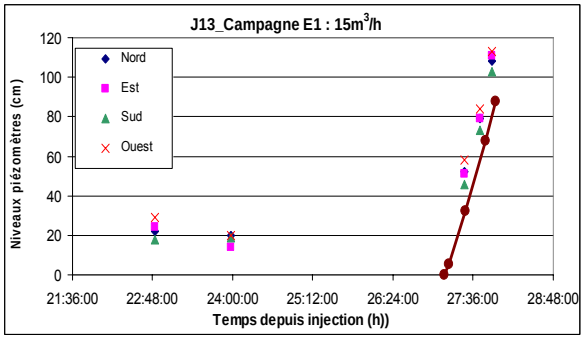


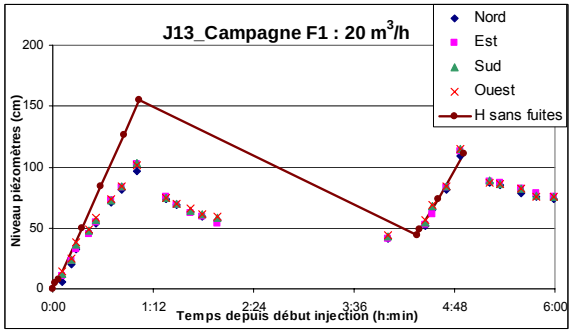


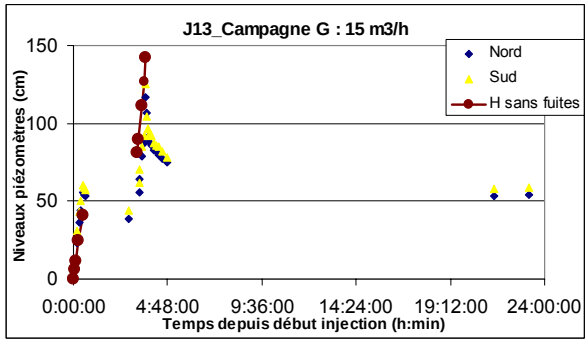




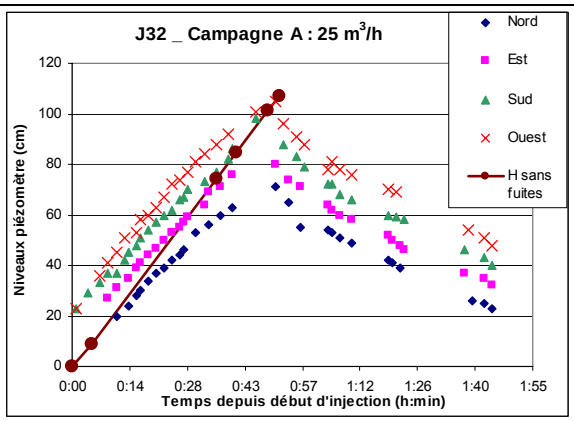


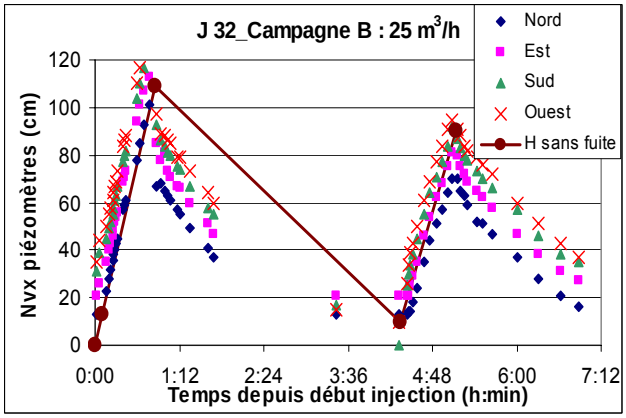


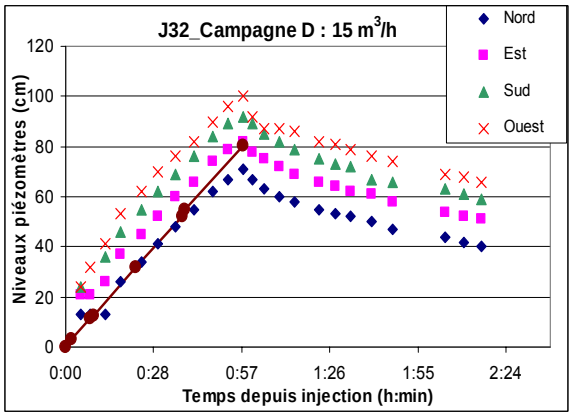


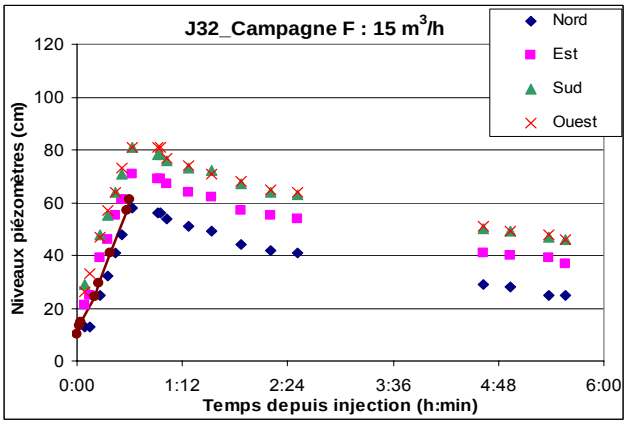


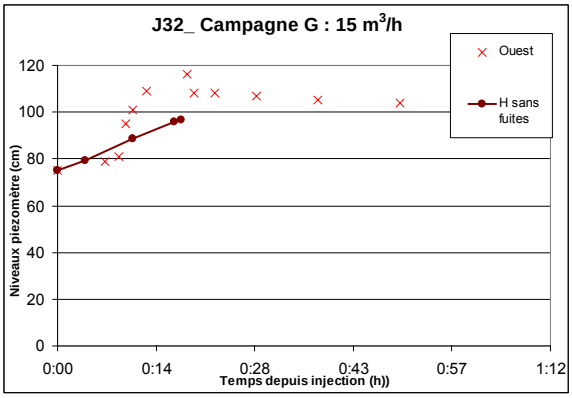
CHAMBRE J32


J32 _ Campagne A : 25 m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis début d'injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuites

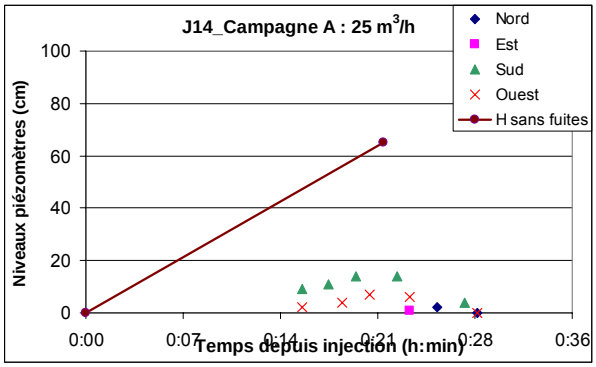

J 32_Campagne B : 25 m3/h
Nvx piézomètres (cm)
Temps depuis début injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuite

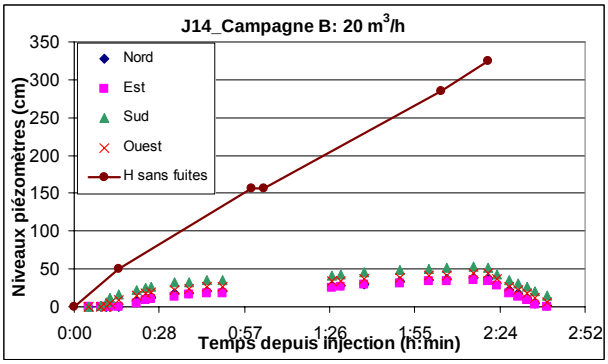

J32_Campagne D : 15 m3/h
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest

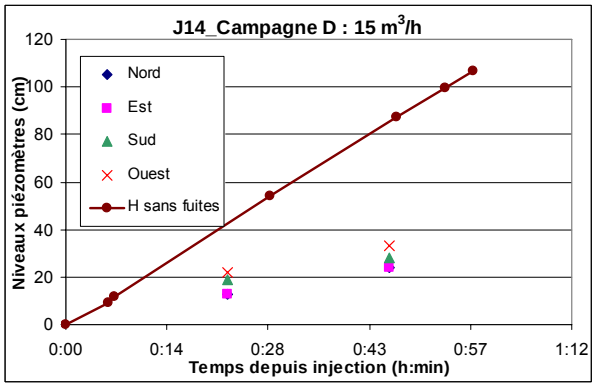

J32_Campagne F : 15 m3/h
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest

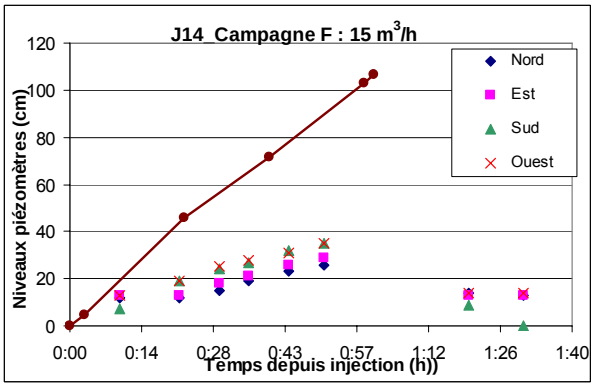

J32_ Campagne G : 15 m3/h
Niveaux piezomètre (cm)
Temps depuis injection (h))
Ouest
H sans fuites

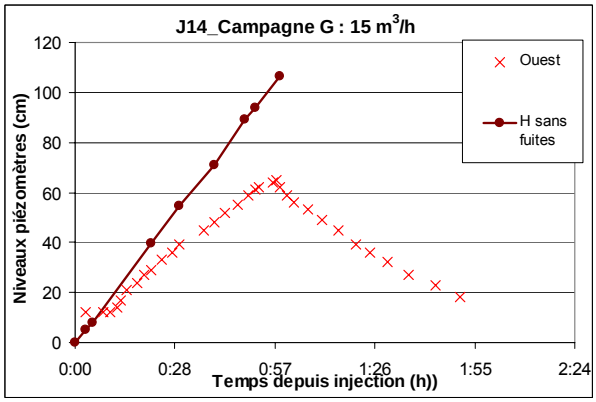
CHAMBRE J14


J14_Campagne A : 25 m3/h
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuites
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)

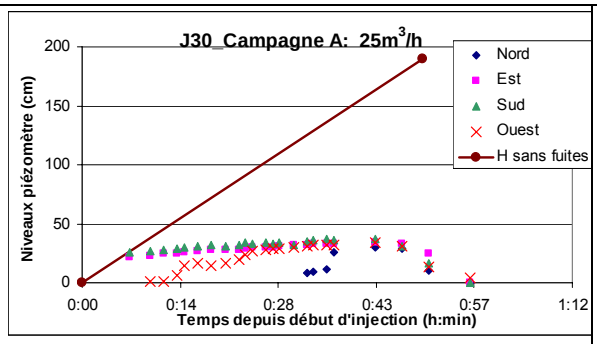

J14_Campagne B: 20 m3/h
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuites
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)

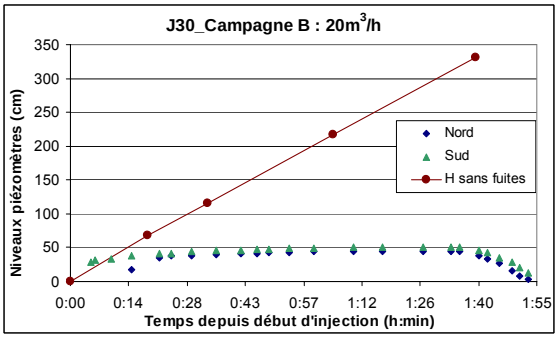

J14_Campagne D : 15 m3/h
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuites
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)

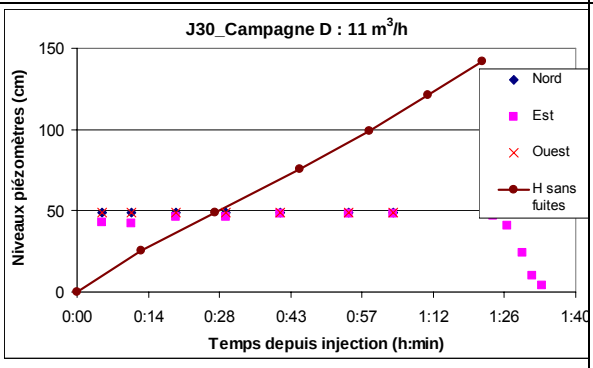

J14_Campagne F : 15 m3/h
Nord
Est
Sud
Ouest
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h))

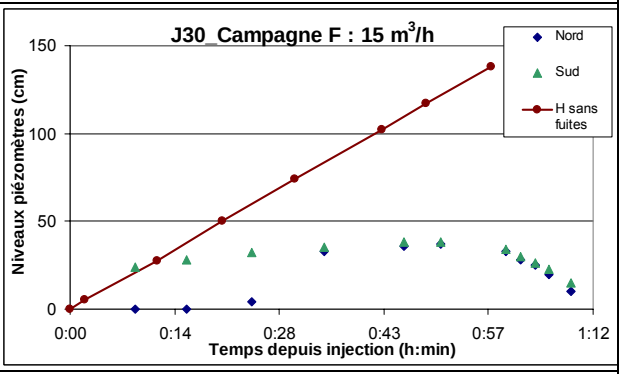

J14_Campagne G : 15 m3/h
Ouest
H sans fuites
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h))

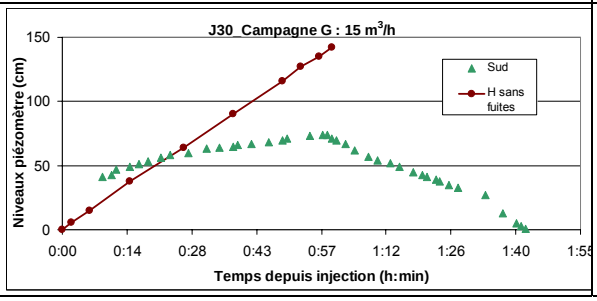
CHAMBRE J30


J30_Campagne A: 25m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis début d'injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest
H sans fuites

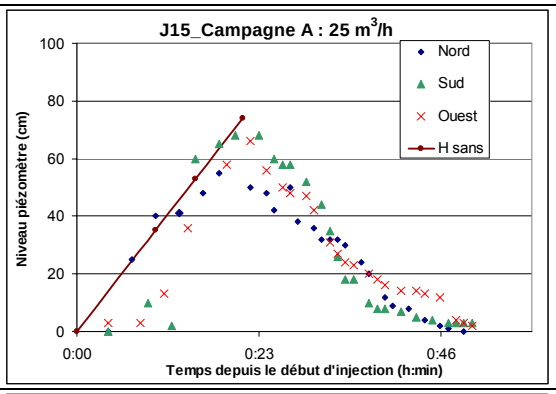

J30_Campagne B : 20m3/h
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis début d'injection (h:min)
Nord
Sud
H sans fuites

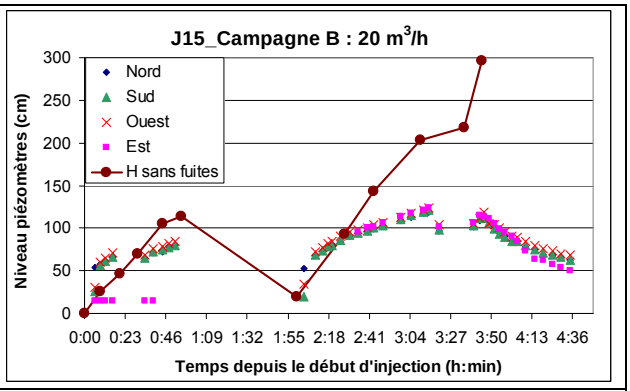

J30_Campagne D : 11 m3/h
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Nord
Est
Ouest
H sans fuites

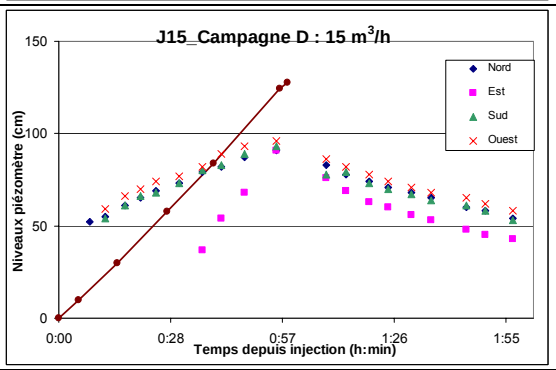

J30_Campagne F : 15 m3/h
Niveaux piézomètres (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Nord
Sud
H sans fuites

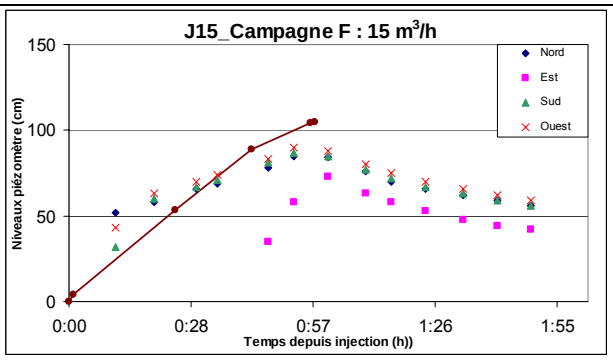

J30_Campagne G : 15 m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Sud
H sans fuites

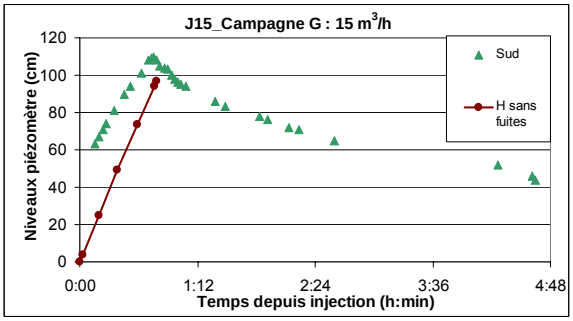
CHAMBRE J15


J15_Campagne A : 25 m3/h
Niveau piézomètre (cm)
Temps depuis le début d'injection (h:min)
Nord
Sud
Ouest
H sans
0
20
40
60
80
100
0:00
0:23
0:46


J15_Campagne B : 20 m3/h
Niveau piézomètres (cm)
Temps depuis le début d'injection (h:min)
Nord
Sud
Ouest
Est
H sans fuites
0
50
100
150
200
250
300
0:00 0:23 0:46 1:09 1:32 1:55 2:18 2:41 3:04 3:27 3:50 4:13 4:36

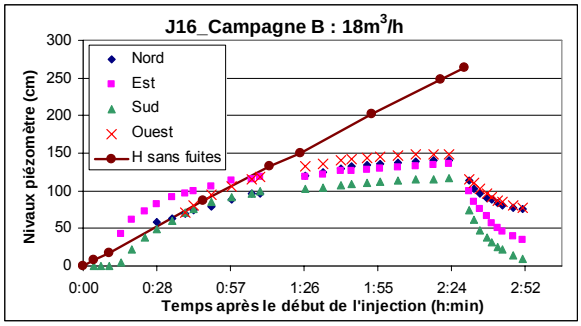

J15_Campagne D : 15 m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Nord
Est
Sud
Ouest
0
50
100
150
0:00
0:28
0:57
1:26
1:55

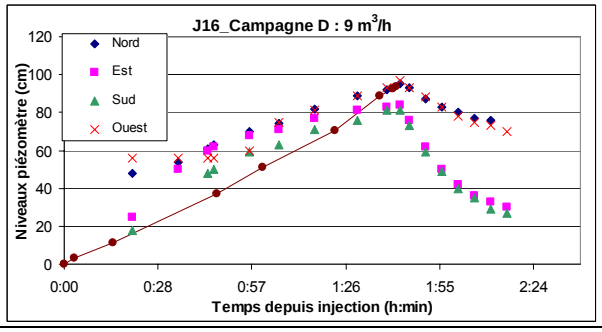

J15_Campagne F : 15 m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis injection (h))
Nord
Est
Sud
Ouest
0
50
100
150
0:00
0:28
0:57
1:26
1:55

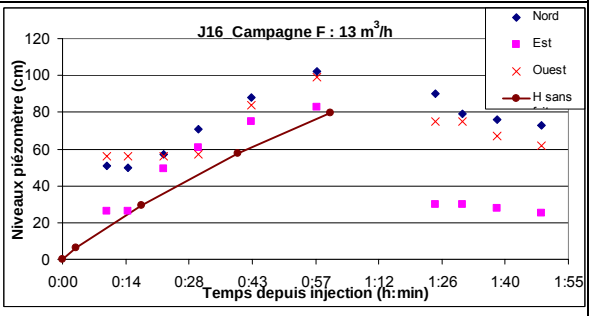

J15_Campagne G : 15 m3/h
Niveaux piézomètre (cm)
Temps depuis injection (h:min)
Sud
H sans fuites
0
20
40
60
80
100
120
0:00
1:12
2:24
3:36
4:48

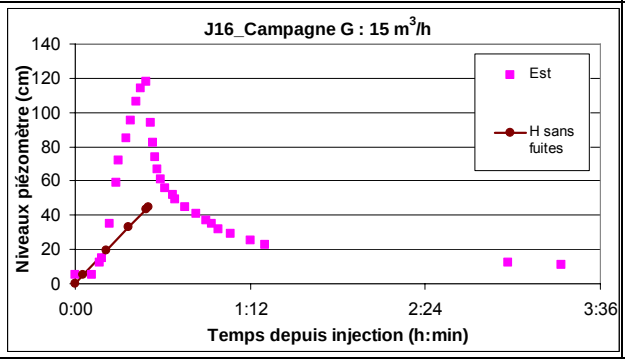
CHAMBRE J16

J16_Campagne A : 25 m^3/h
Niveaux nuls dans les 4 piézomètres



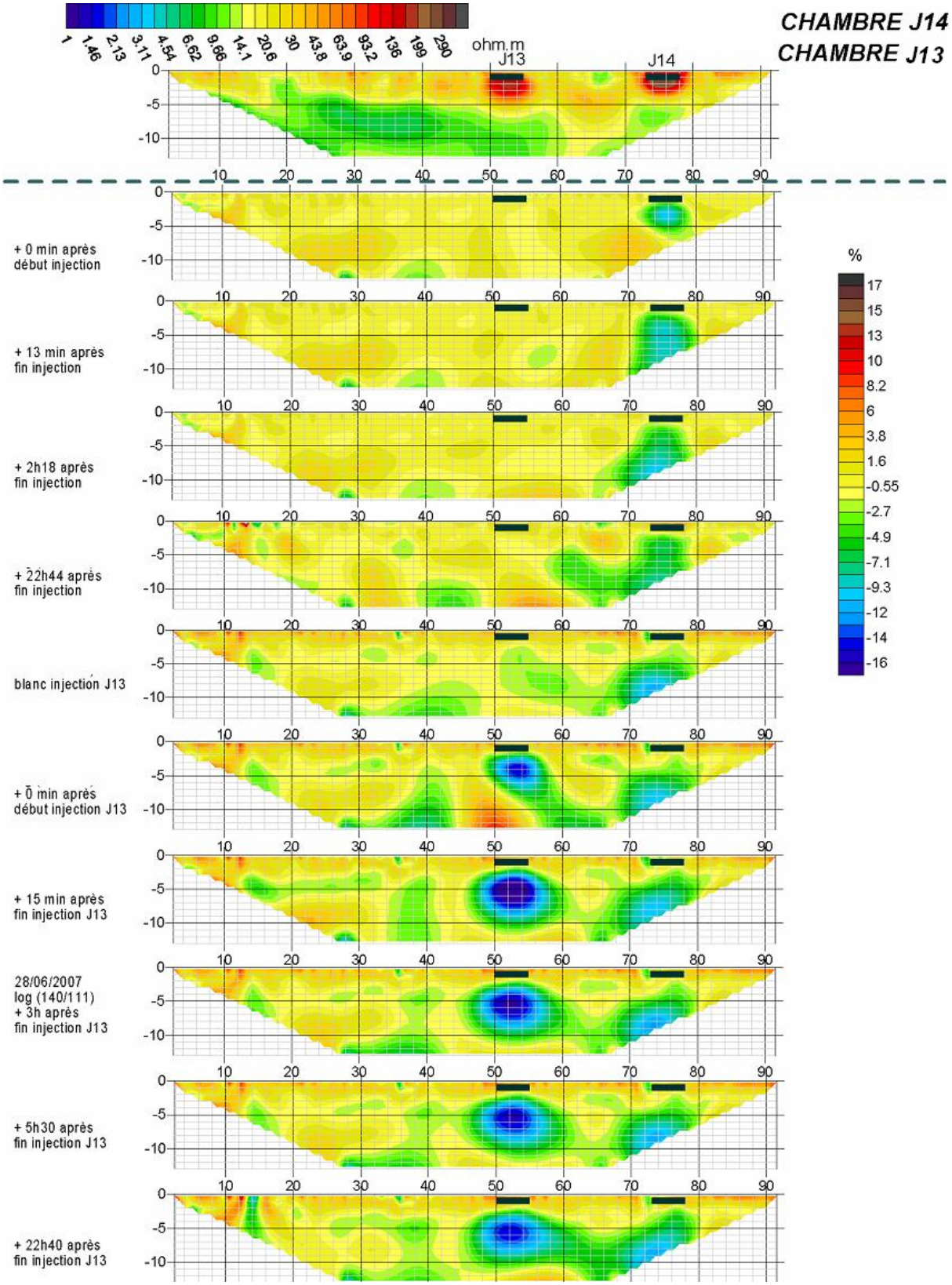


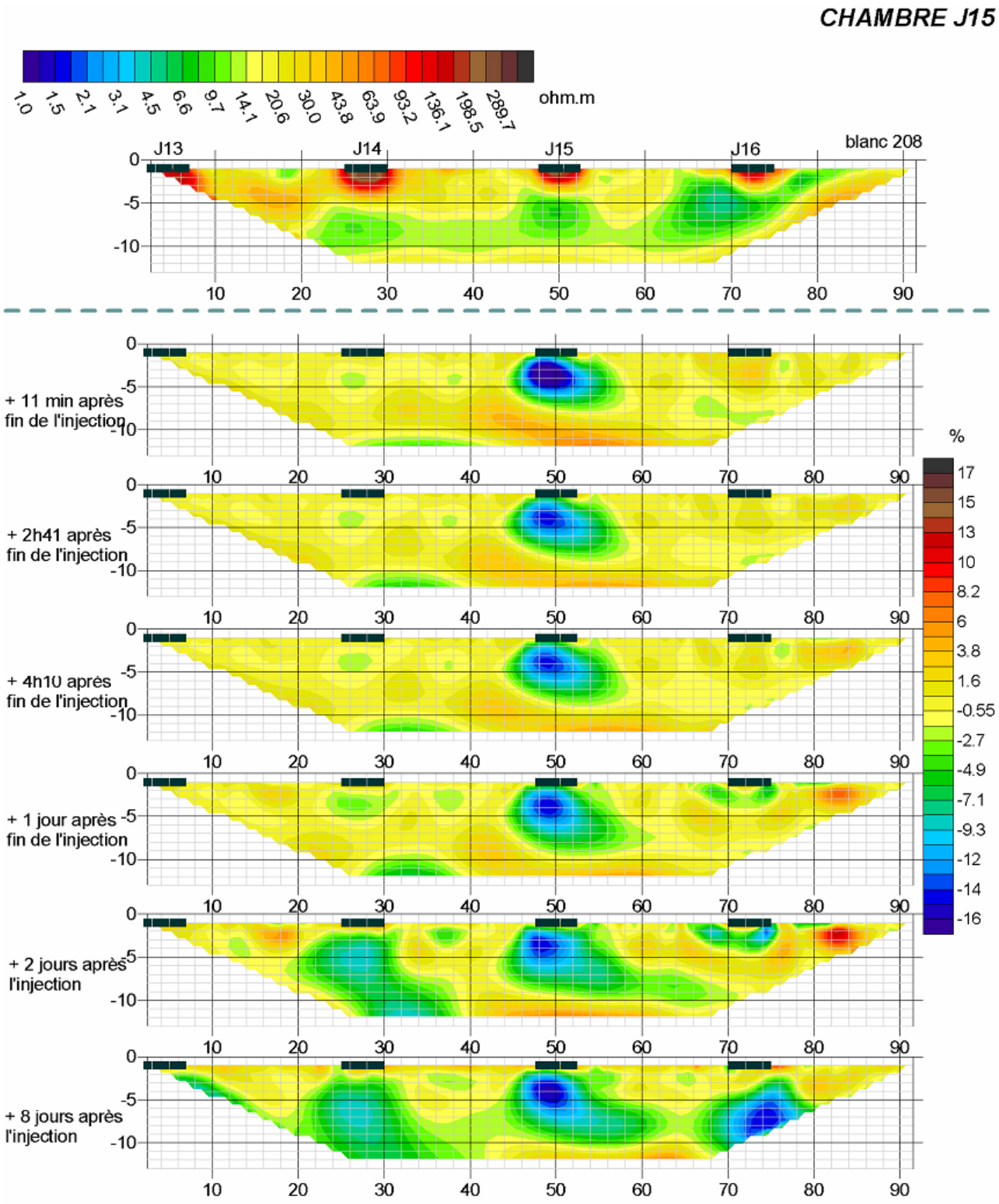


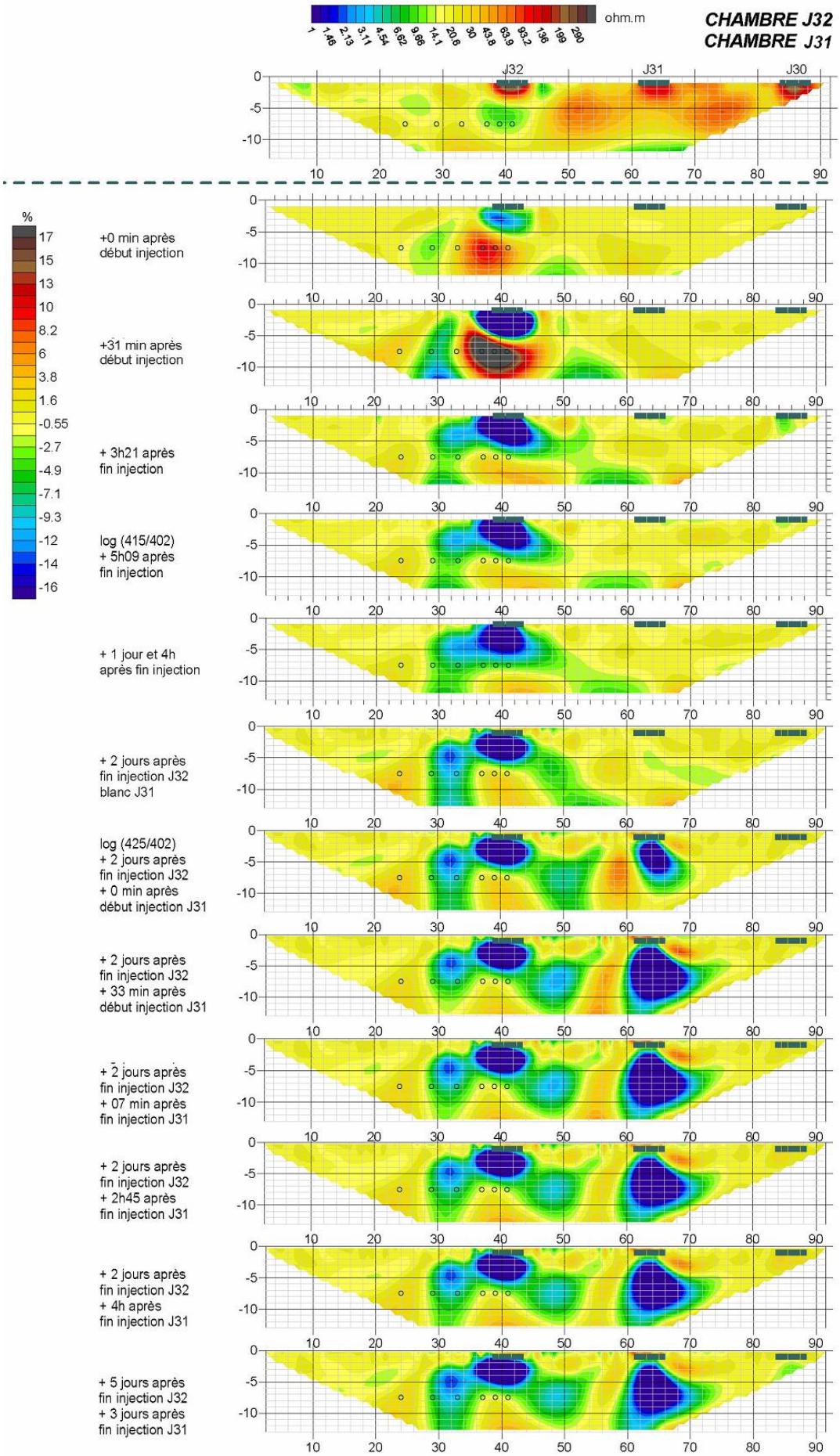


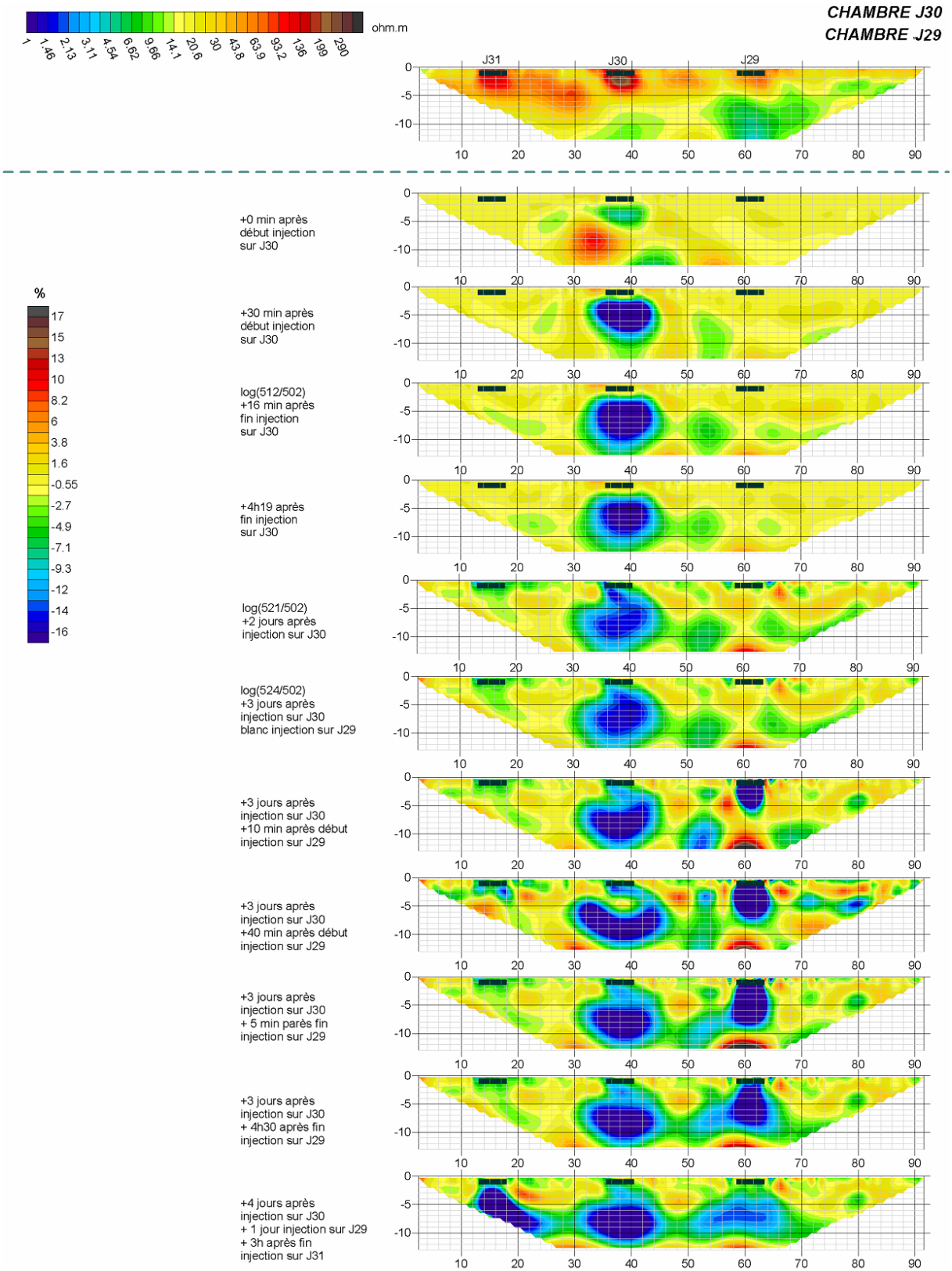
ANNEXE 10 : Résultats d'inversion des mesures géophysiques

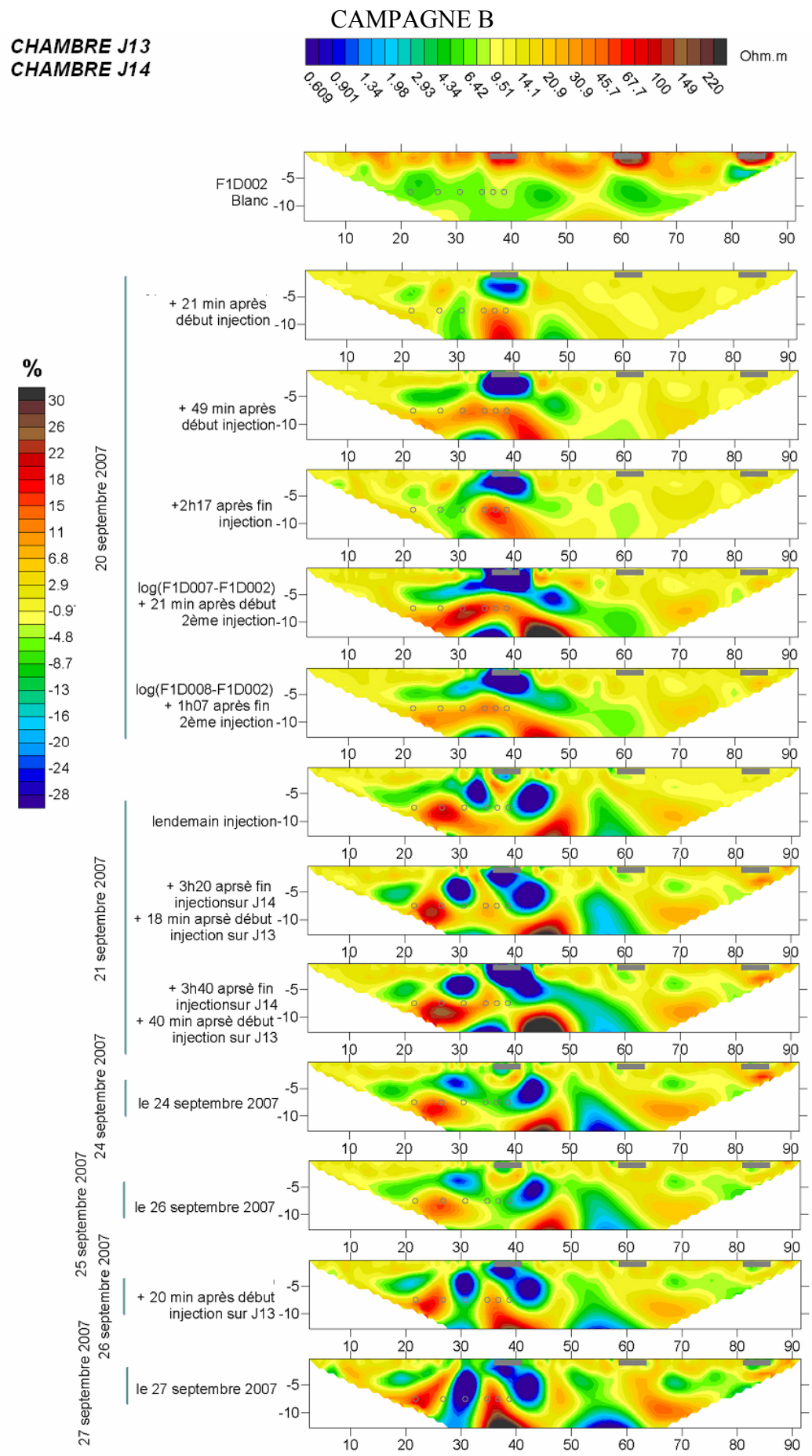
CAMPAGNE A

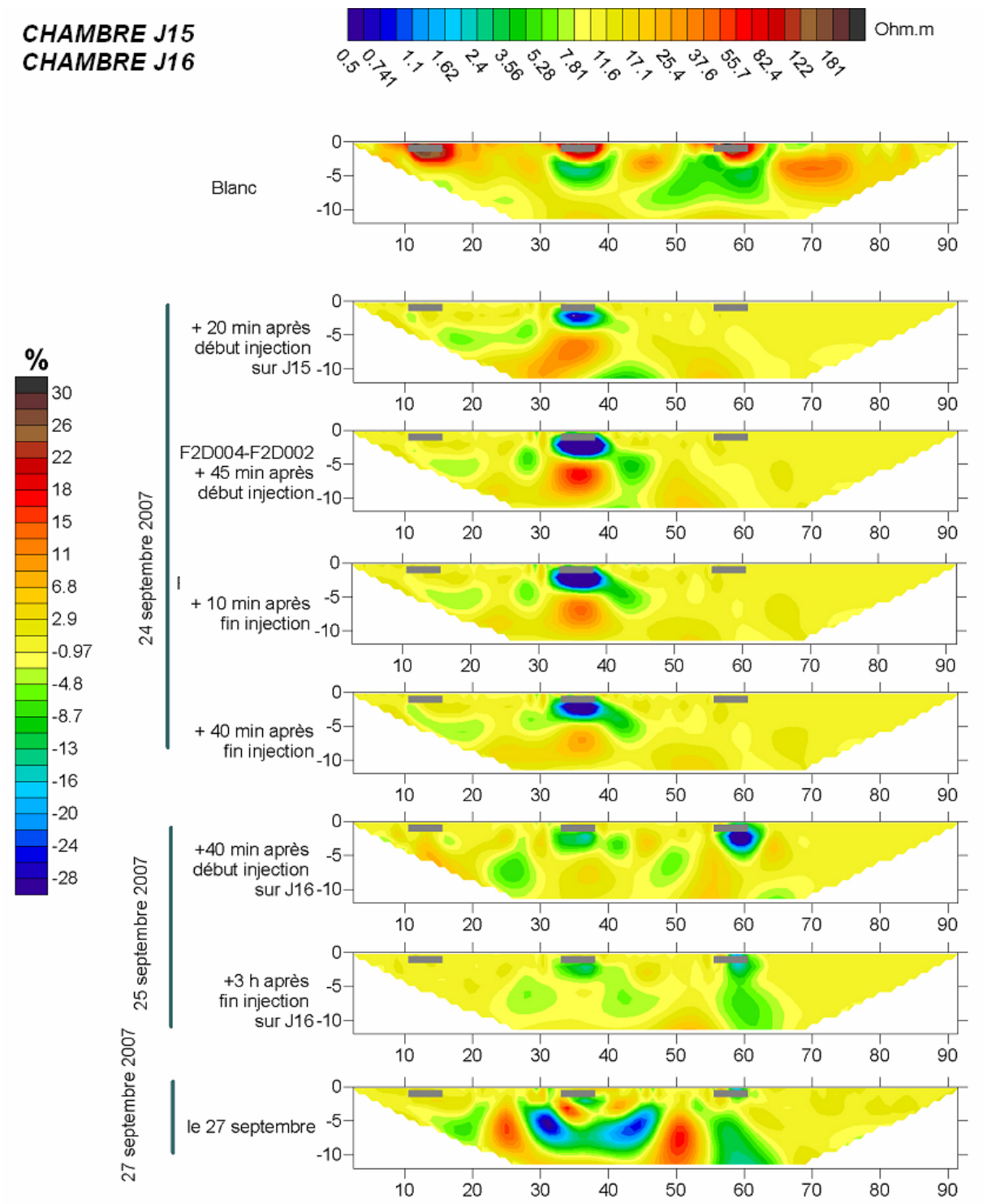


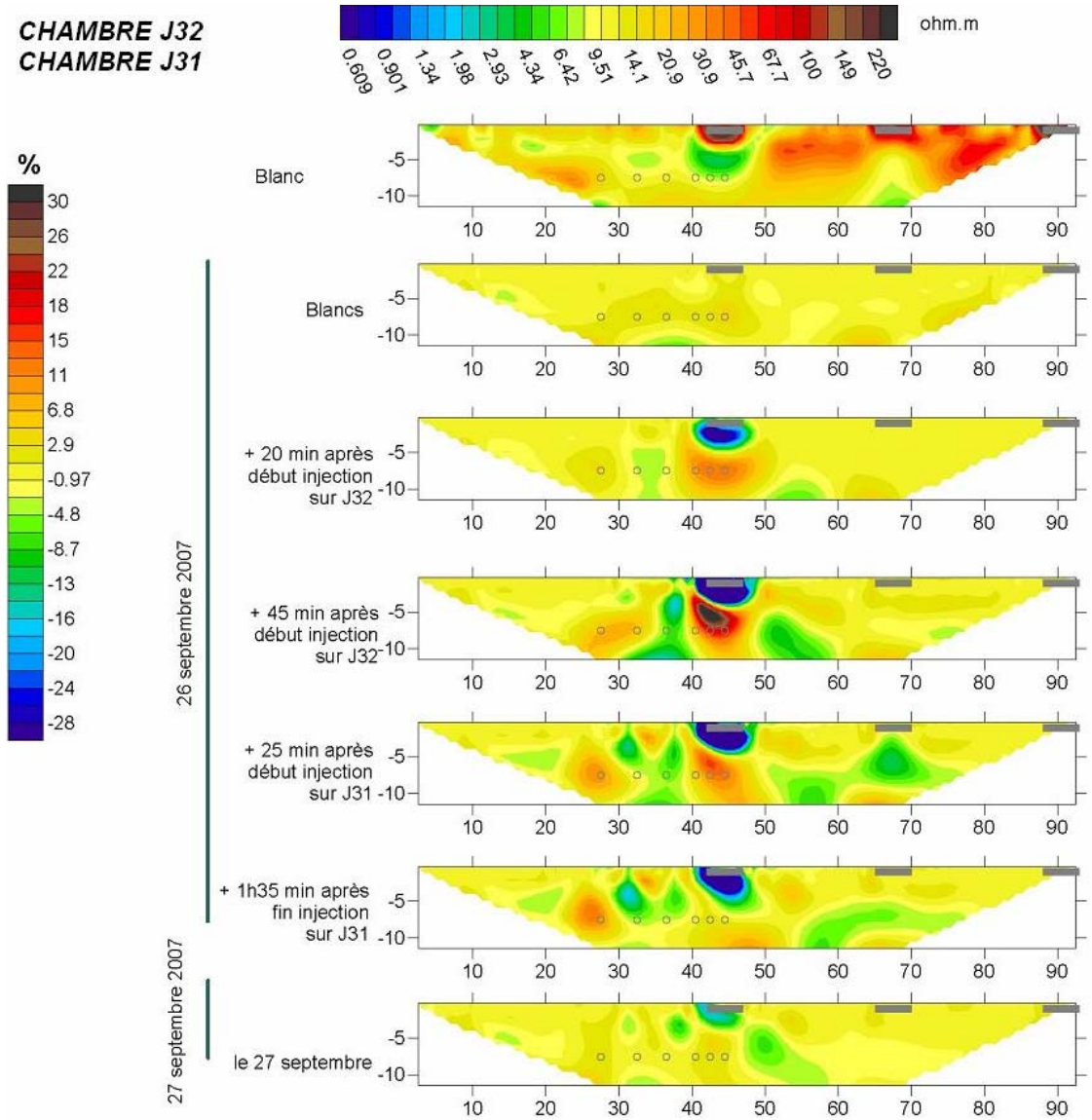

CHAMBRE J15
1.0
1.5
2.1
3.1
4.5
6.6
9.7
14.1
20.6
30.0
43.8
63.9
93.2
136.1
198.5
289.7
ohm.m
J13
J14
J15
J16
blanc 208
+ 11 min après fin de l'injection
+ 2h41 après fin de l'injection
+ 4h10 après fin de l'injection
+ 1 jour après fin de l'injection
+ 2 jours après l'injection
+ 8 jours après l'injection
%
17
15
13
10
8.2
6
3.8
1.6
-0.55
-2.7
-4.9
-7.1
-9.3
-12
-14
-16

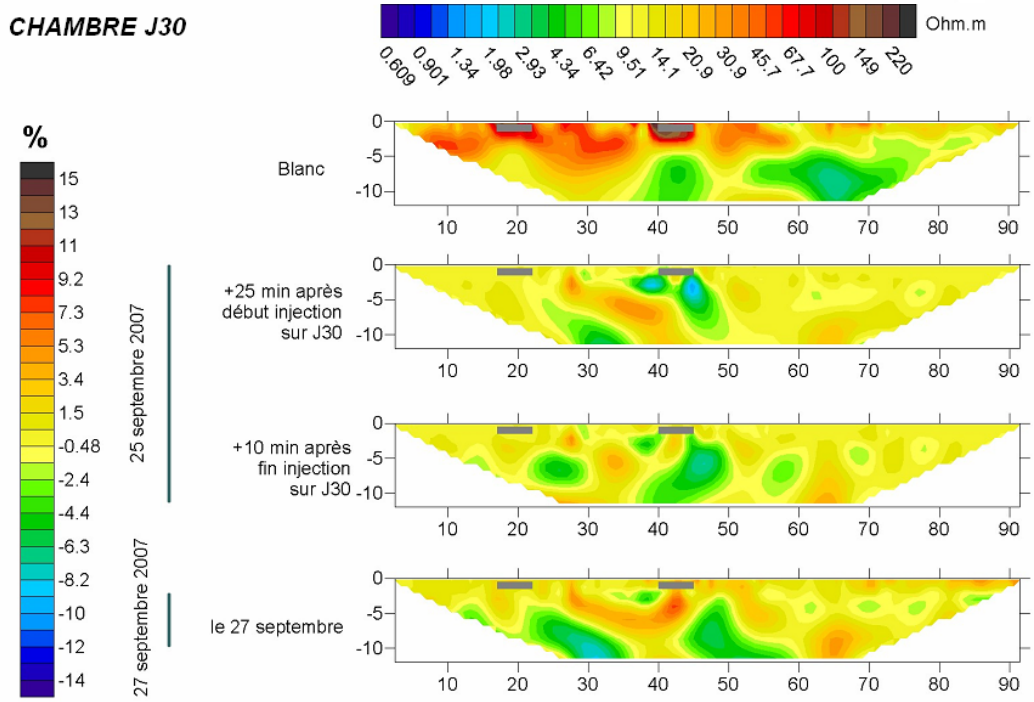

ohm.m
1 1.46 2.13 3.11 4.54 6.62 9.66 14.1 20.6 30 43.8 63.9 93.2 136 199 290
CHAMBRE J32
CHAMBRE J31
J32
J31
J30
%
17 15 13 10 8.2 6 3.8 1.6 -0.55 -2.7 -4.9 -7.1 -9.3 -12 -14 -16
+0 min après début injection
+31 min après début injection
+ 3h21 après fin injection
log (415/402) + 5h09 après fin injection
+ 1 jour et 4h après fin injection
+ 2 jours après fin injection J32 blanc J31
log (425/402) + 2 jours après fin injection J32 + 0 min après début injection J31
+ 2 jours après fin injection J32 + 33 min après début injection J31
+ 2 jours après fin injection J32 + 07 min après fin injection J31
+ 2 jours après fin injection J32 + 2h45 après fin injection J31
+ 2 jours après fin injection J32 + 4h après fin injection J31
+ 5 jours après fin injection J32 + 3 jours après fin injection J31


ohm.m
1
1.46
2.13
3.11
4.54
6.62
9.66
14.1
20.6
30
43.8
63.9
93.2
136
199
290
CHAMBRE J30
CHAMBRE J29
J31
J30
J29
%
17
15
13
10
8.2
6
3.8
1.6
-0.55
-2.7
-4.9
-7.1
-9.3
-12
-14
-16
+0 min après
début injection
sur J30
+30 min après
début injection
sur J30
log(512/502)
+16 min après
fin injection
sur J30
+4h19 après
fin injection
sur J30
log(521/502)
+2 jours après
injection sur J30
log(524/502)
+3 jours après
injection sur J30
blanc injection sur J29
+3 jours après
injection sur J30
+10 min après début
injection sur J29
+3 jours après
injection sur J30
+40 min après début
injection sur J29
+3 jours après
injection sur J30
+ 5 min parès fin
injection sur J29
+3 jours après
injection sur J30
+ 4h30 après fin
injection sur J29
+4 jours après
injection sur J30
+ 1 jour injection sur J29
+ 3h après fin
injection sur J31

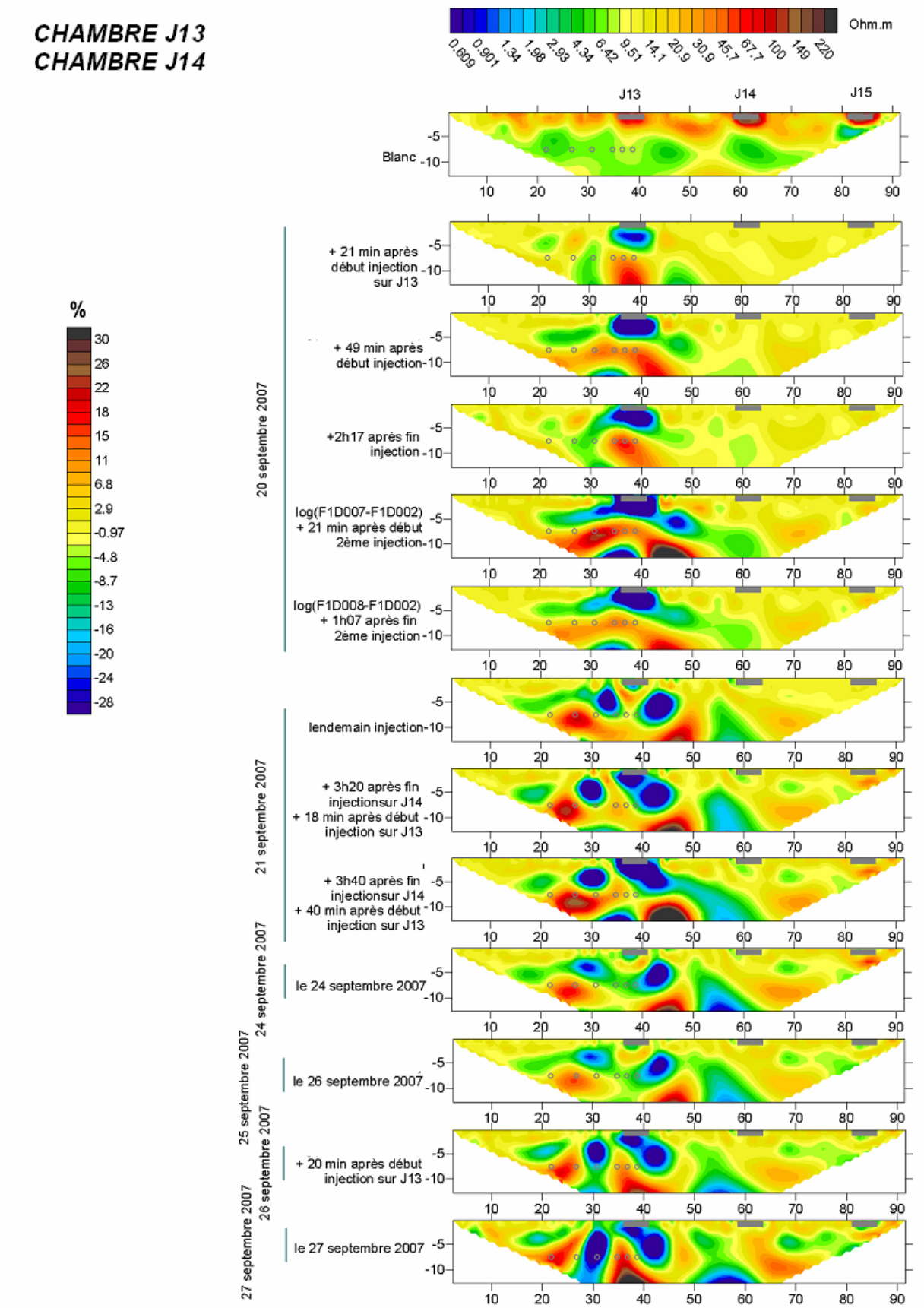

CAMPAGNE B
CHAMBRE J13
CHAMBRE J14
Ohm.m
0.609 0.901 1.34 1.98 2.93 4.34 6.42 9.51 14.1 20.9 30.9 45.7 67.7 100 149 220
%
30 26 22 18 15 11 6.8 2.9 -0.9 -4.8 -8.7 -13 -16 -20 -24 -28
F1D002 Blanc
+ 21 min après début injection
+ 49 min après début injection
+2h17 après fin injection
log(F1D007-F1D002) + 21 min après début 2ème injection
log(F1D008-F1D002) + 1h07 après fin 2ème injection
lendemain injection
+ 3h20 aprsè fin injectionsur J14 + 18 min aprsè début injection sur J13
+ 3h40 aprsè fin injectionsur J14 + 40 min aprsè début injection sur J13
le 24 septembre 2007
le 26 septembre 2007
+ 20 min après début injection sur J13
le 27 septembre 2007
20 septembre 2007
21 septembre 2007
24 septembre 2007
25 septembre 2007
26 septembre 2007
27 septembre 2007

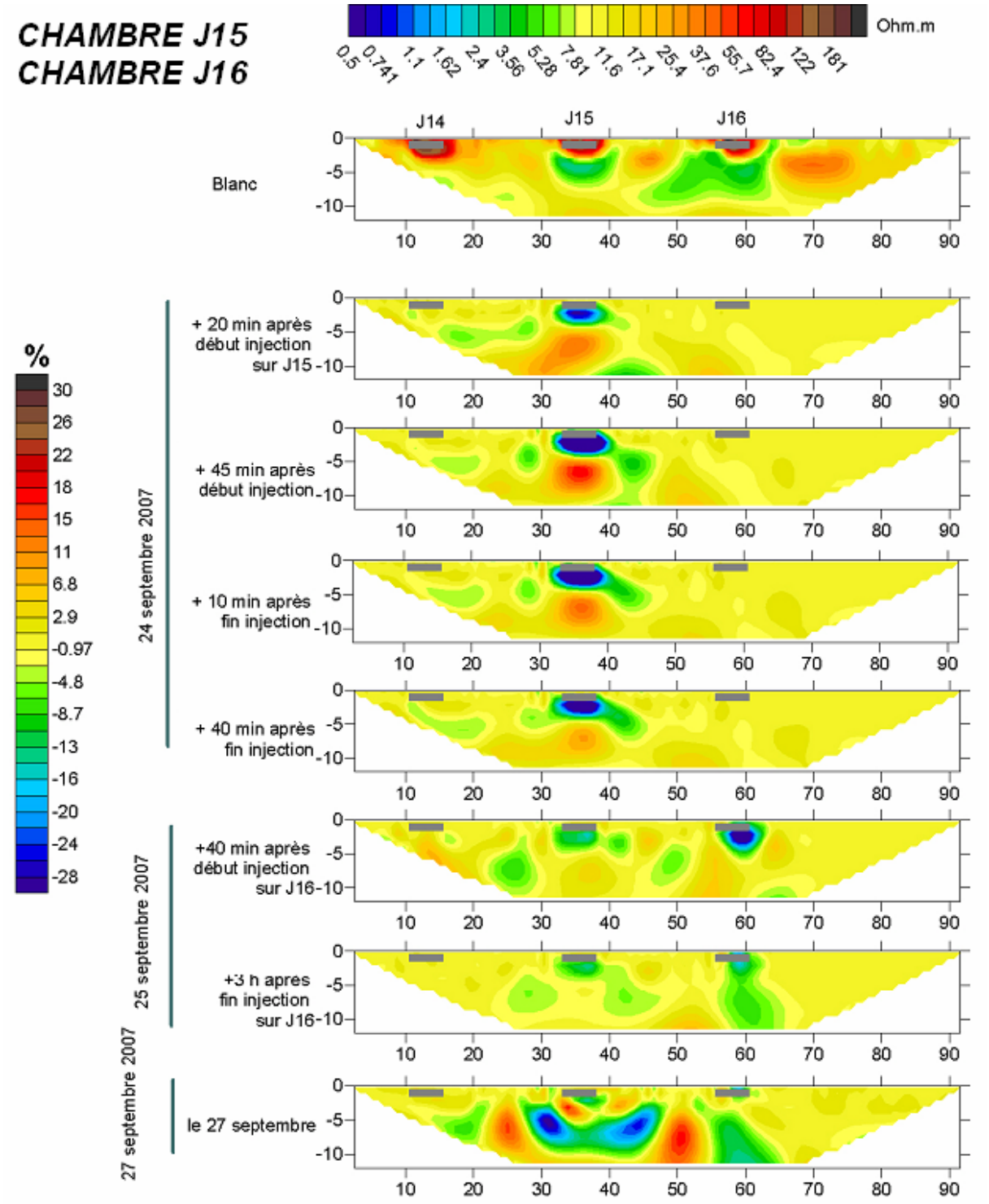

CHAMBRE J15
CHAMBRE J16
Ohm.m
0.5 0.741 1.1 1.62 2.4 3.56 5.28 7.81 11.6 17.1 25.4 37.6 55.7 82.4 122 181
Blanc
+ 20 min après début injection sur J15
F2D004-F2D002 + 45 min après début injection
+ 10 min après fin injection
+ 40 min après fin injection
+40 min après début injection sur J16
+3 h après fin injection sur J16
le 27 septembre
24 septembre 2007
25 septembre 2007
27 septembre 2007
%
30 26 22 18 15 11 6.8 2.9 -0.97 -4.8 -8.7 -13 -16 -20 -24 -28
0 -5 -10
10 20 30 40 50 60 70 80 90

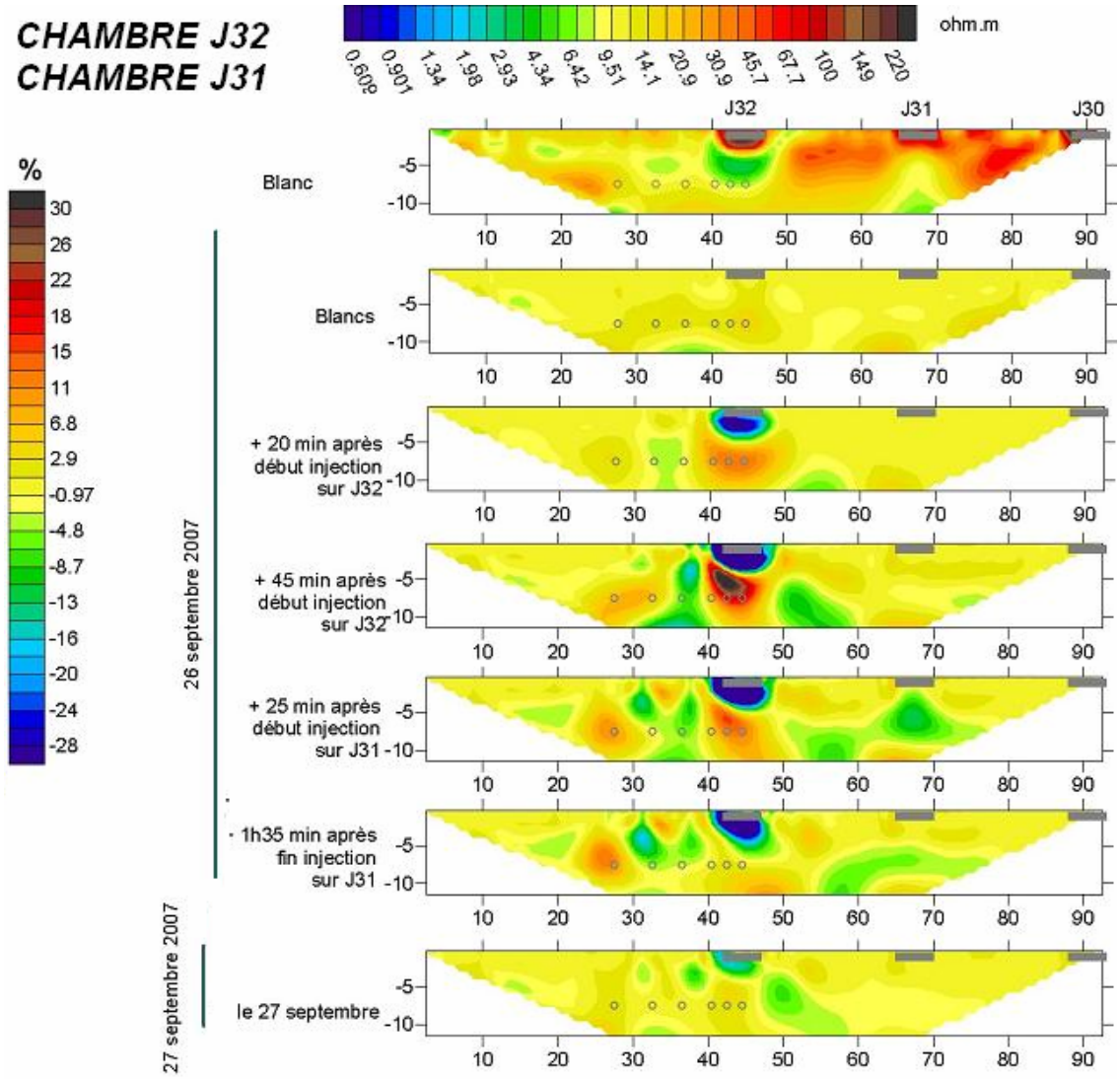

CHAMBRE J32
CHAMBRE J31
ohm.m
0.609 0.901 1.34 1.98 2.93 4.34 6.42 9.51 14.1 20.9 30.9 45.7 67.7 100 149 220
%
30 26 22 18 15 11 6.8 2.9 -0.97 -4.8 -8.7 -13 -16 -20 -24 -28
Blanc
Blancs
+ 20 min après début injection sur J32
+ 45 min après début injection sur J32
+ 25 min après début injection sur J31
+ 1h35 min après fin injection sur J31
le 27 septembre
26 septembre 2007
27 septembre 2007
-5
-10
10 20 30 40 50 60 70 80 90

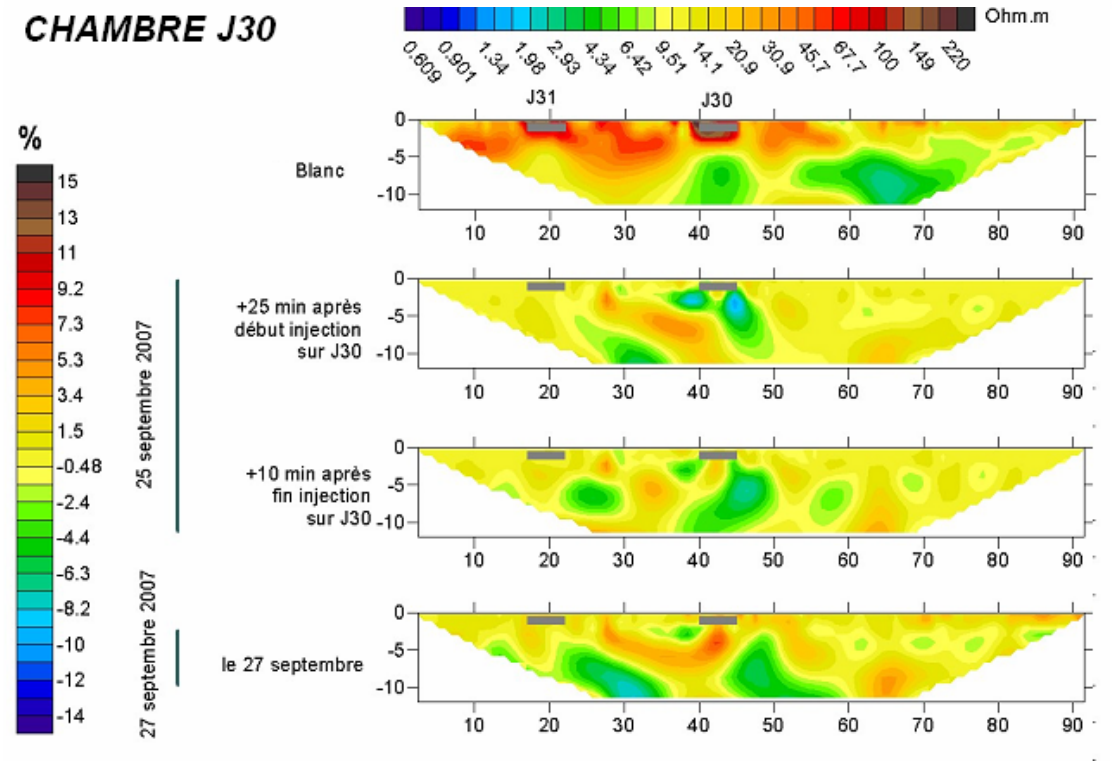

CHAMBRE J30
Ohm.m
0.609 0.901 1.34 1.98 2.93 4.34 6.42 9.51 14.1 20.9 30.9 45.7 67.7 100 149 220
%
15 13 11 9.2 7.3 5.3 3.4 1.5 -0.48 -2.4 -4.4 -6.3 -8.2 -10 -12 -14
Blanc
+25 min après début injection sur J30
+10 min après fin injection sur J30
le 27 septembre
25 septembre 2007
27 septembre 2007
0
-5
-10
10 20 30 40 50 60 70 80 90

CAMPAGNE D

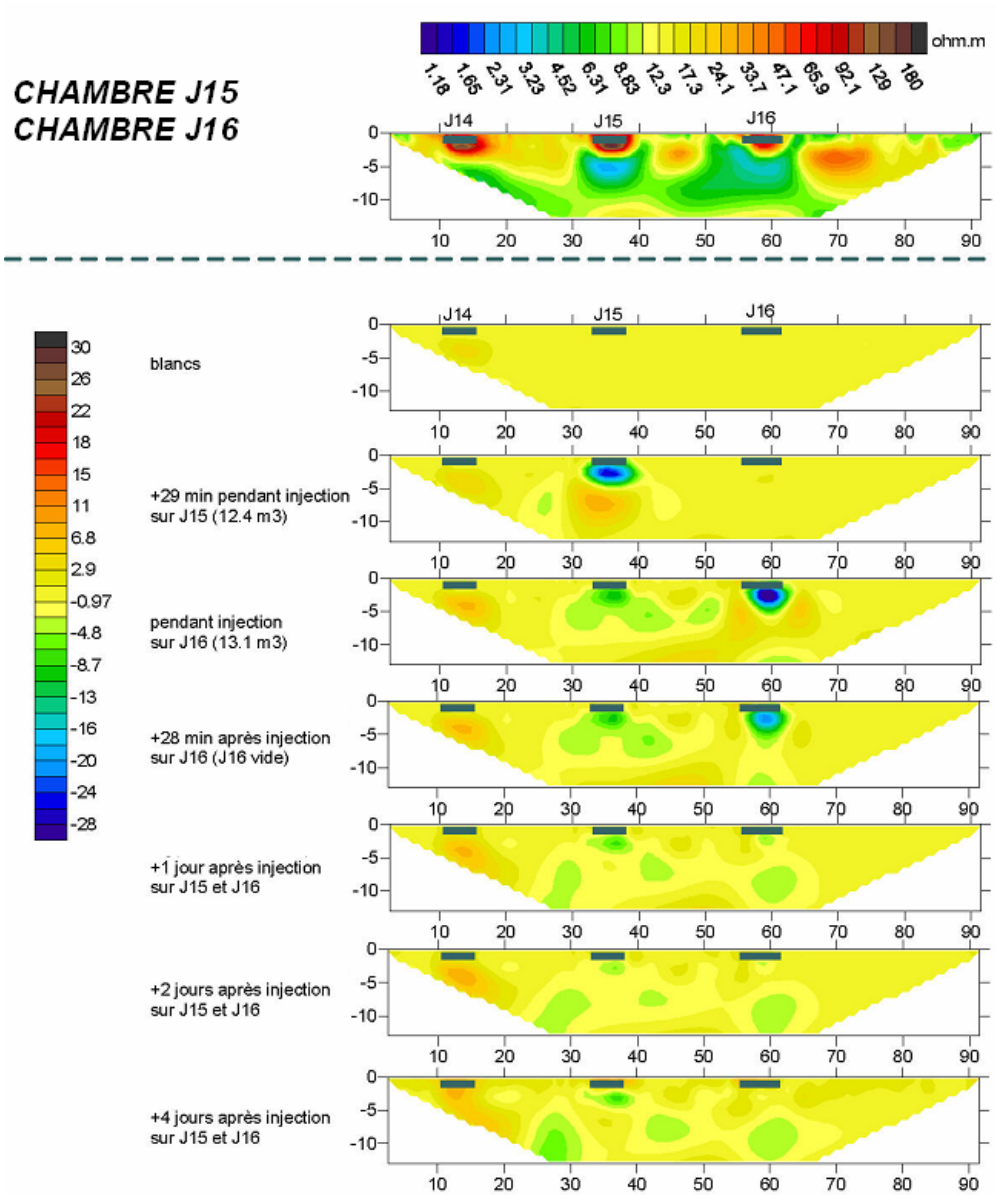

CHAMBRE J13
CHAMBRE J14
Ohm.m
0.609
0.901
1.34
1.98
2.93
4.34
6.42
9.51
14.1
20.9
30.9
45.7
67.7
100
149
220
J13
J14
J15
Blanc
+ 21 min après début injection sur J13
+ 49 min après début injection
+2h17 après fin injection
log(F1D007-F1D002) + 21 min après début 2ème injection
log(F1D008-F1D002) + 1h07 après fin 2ème injection
lendemain injection
+ 3h20 après fin injectionsur J14 + 18 min après début injection sur J13
+ 3h40 après fin injectionsur J14 + 40 min après début injection sur J13
le 24 septembre 2007
le 26 septembre 2007
+ 20 min après début injection sur J13
le 27 septembre 2007
20 septembre 2007
21 septembre 2007
24 septembre 2007
25 septembre 2007
26 septembre 2007
27 septembre 2007
%
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28

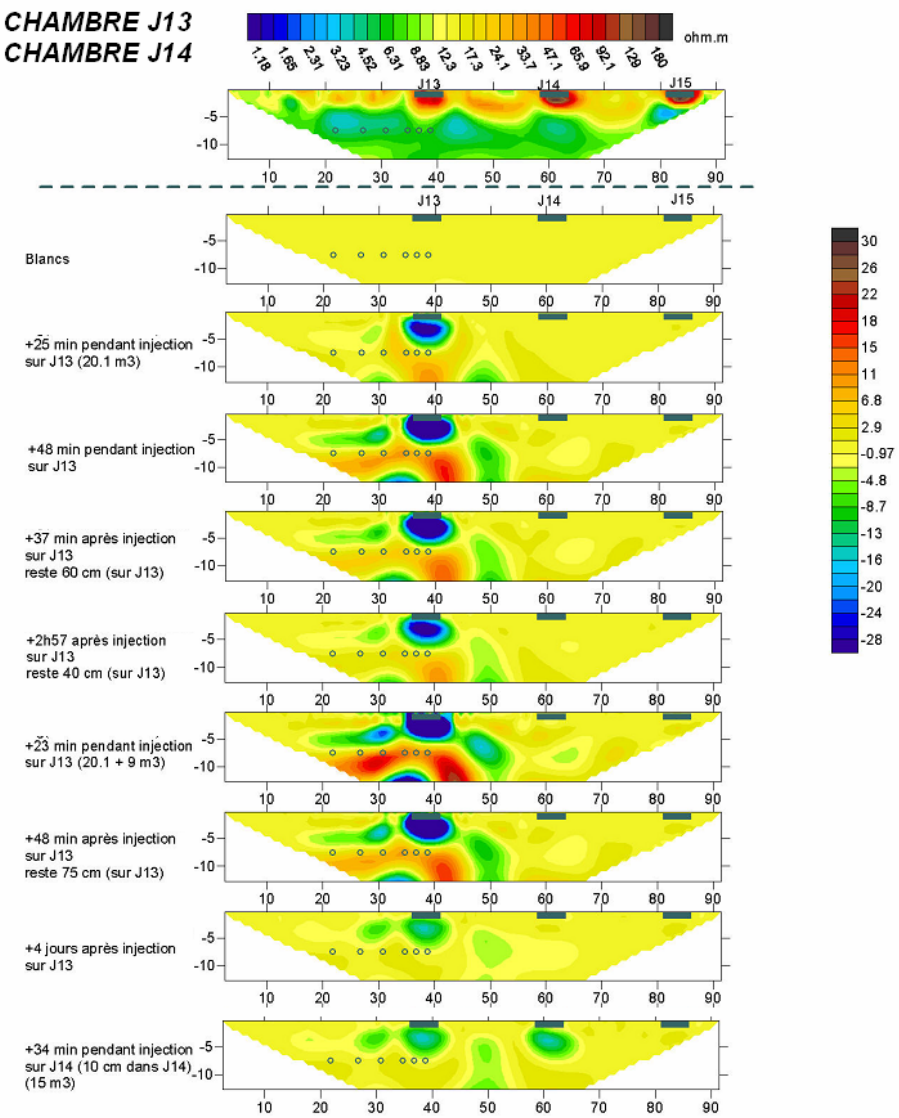

CHAMBRE J15
CHAMBRE J16
Ohm.m
0.5 0.741 1.1 1.62 2.4 3.56 5.28 7.81 11.6 17.1 25.4 37.6 55.7 82.4 122 181
J14
J15
J16
Blanc
+ 20 min après début injection sur J15
+ 45 min après début injection
+ 10 min après fin injection
+ 40 min après fin injection
+40 min après début injection sur J16
+3 h après fin injection sur J16
le 27 septembre
24 septembre 2007
25 septembre 2007
27 septembre 2007
%
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28

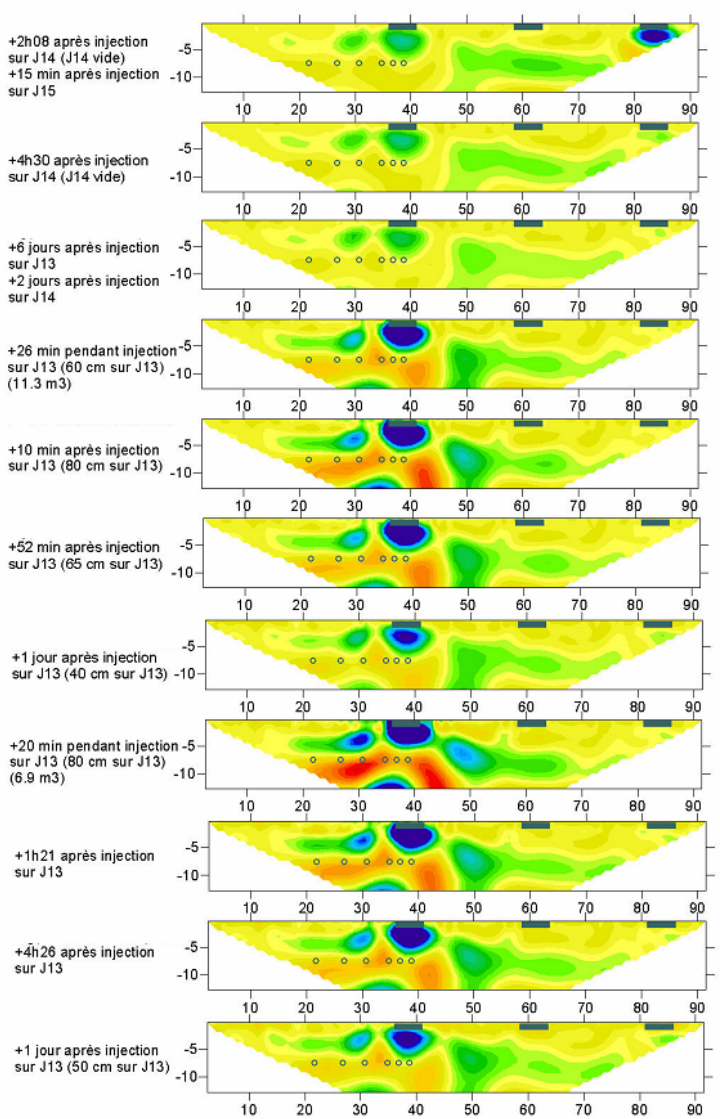

CHAMBRE J32
CHAMBRE J31
ohm.m
0.609 0.901 1.34 1.98 2.93 4.34 6.42 9.51 14.1 20.9 30.9 45.7 67.7 100 149 220
J32
J31
J30
%
30 26 22 18 15 11 6.8 2.9 -0.97 -4.8 -8.7 -13 -16 -20 -24 -28
Blanc
Blancs
+ 20 min après début injection sur J32
+ 45 min après début injection sur J32
+ 25 min après début injection sur J31
1h35 min après fin injection sur J31
le 27 septembre
26 septembre 2007
27 septembre 2007

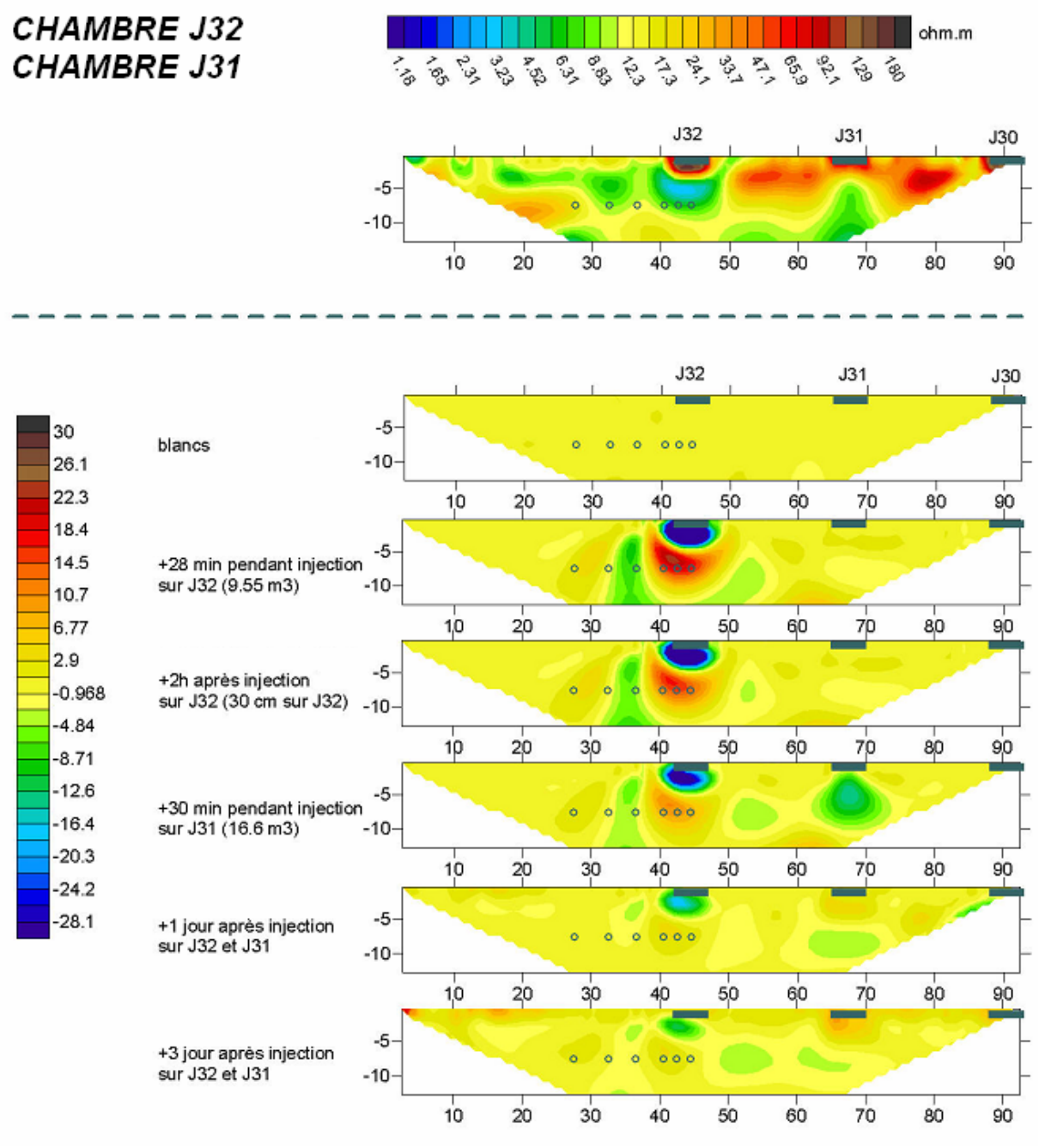

CHAMBRE J30
Ohm.m
0.609 0.901 1.34 1.98 2.93 4.34 6.42 9.51 14.1 20.9 30.9 45.7 67.7 100 149 220
J31
J30
%
15 13 11 9.2 7.3 5.3 3.4 1.5 -0.48 -2.4 -4.4 -6.3 -8.2 -10 -12 -14
Blanc
+25 min après début injection sur J30
+10 min après fin injection sur J30
le 27 septembre
25 septembre 2007
27 septembre 2007

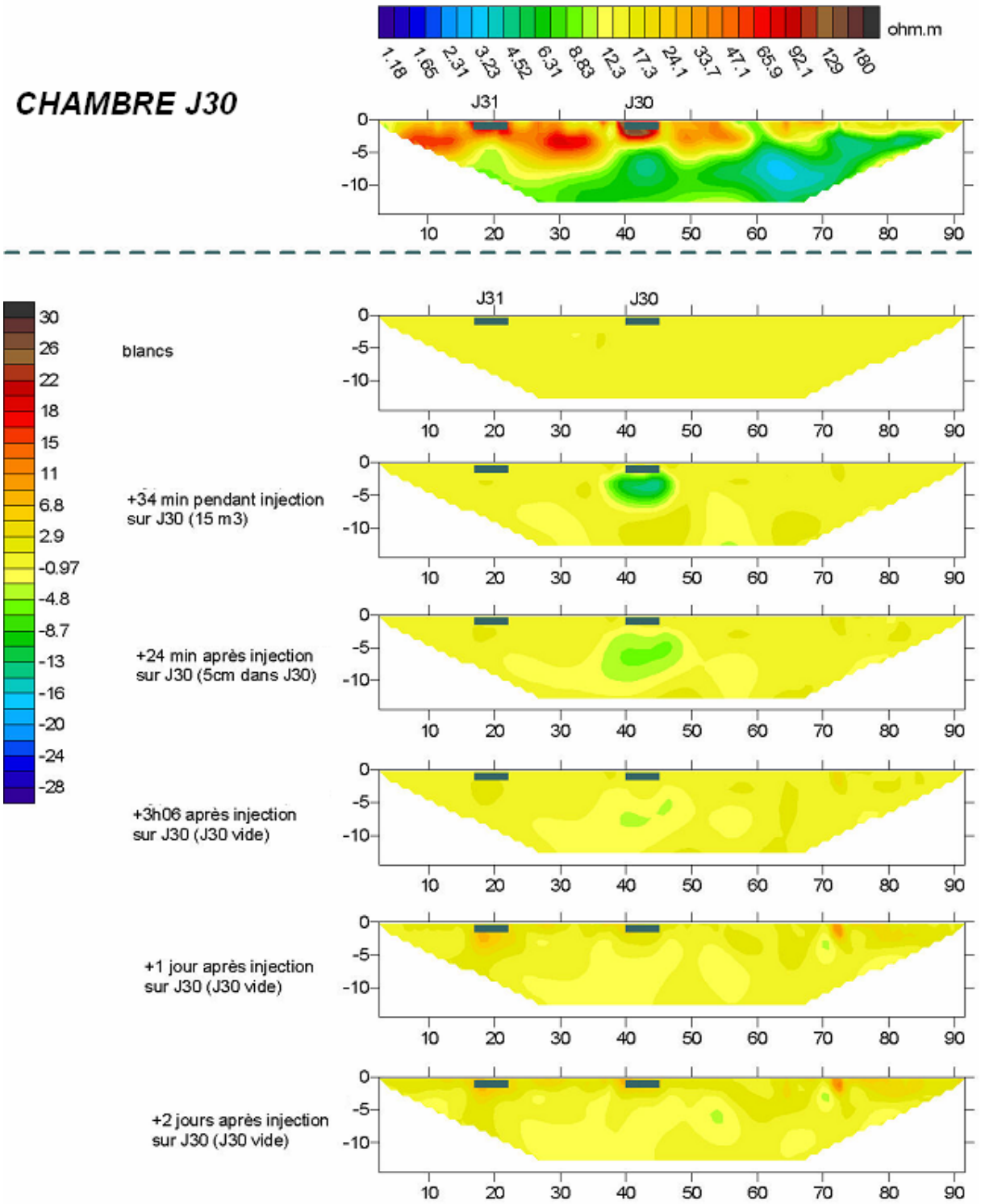
CAMPAGNE F


CHAMBRE J15
CHAMBRE J16
ohm.m
1.18
1.65
2.31
3.23
4.52
6.31
8.83
12.3
17.3
24.1
33.7
47.1
65.9
92.1
129
180
J14
J15
J16
blancs
+29 min pendant injection sur J15 (12.4 m3)
pendant injection sur J16 (13.1 m3)
+28 min après injection sur J16 (J16 vide)
+1 jour après injection sur J15 et J16
+2 jours après injection sur J15 et J16
+4 jours après injection sur J15 et J16
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28

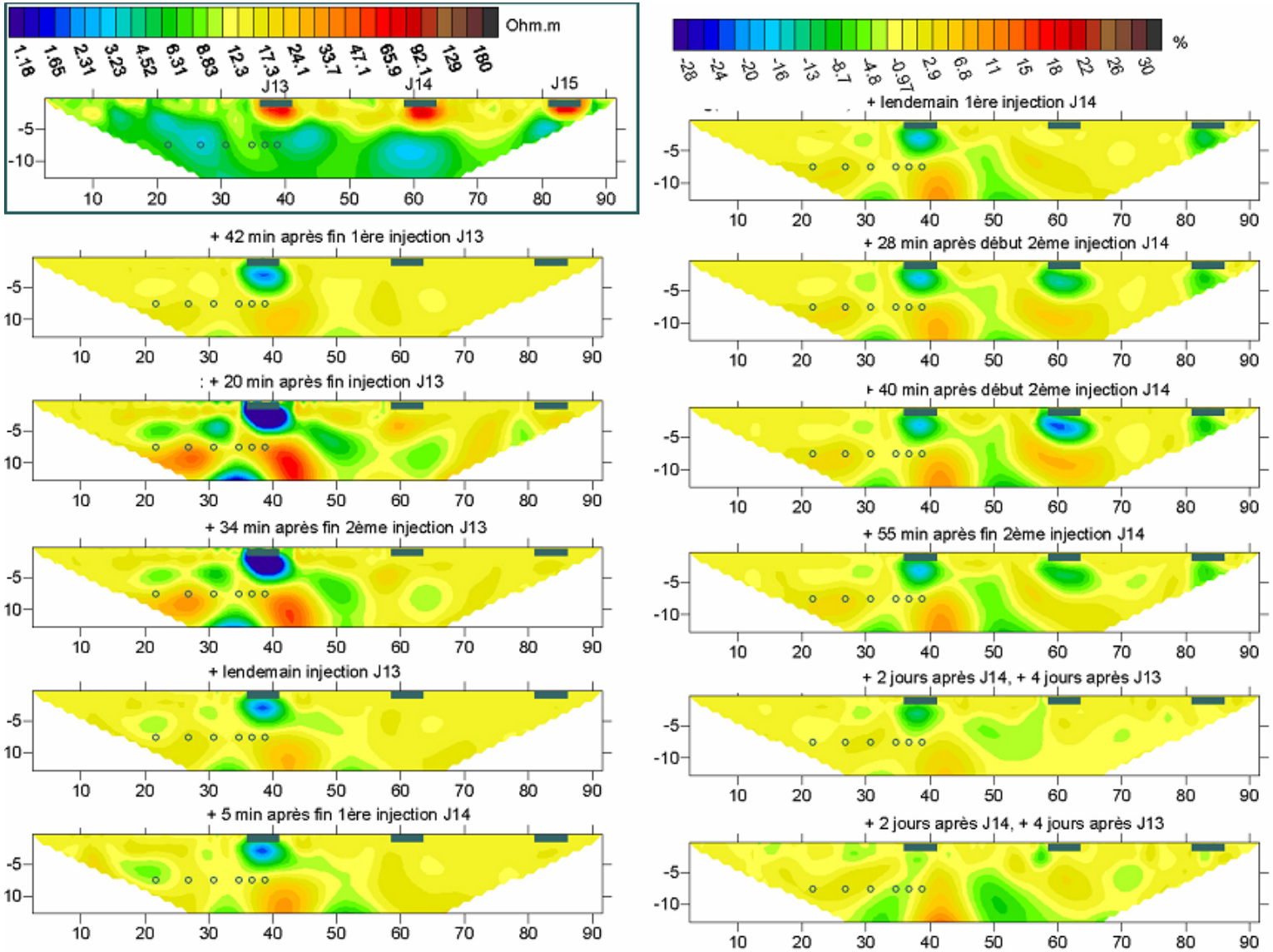

CHAMBRE J13
CHAMBRE J14
ohm.m
1.18 1.65 2.31 3.23 4.52 6.31 8.83 12.3 17.3 24.1 33.7 47.1 65.9 92.1 129 180
J13 J14 J15
Blancs
+25 min pendant injection sur J13 (20.1 m3)
+48 min pendant injection sur J13
+37 min après injection sur J13 reste 60 cm (sur J13)
+2h57 après injection sur J13 reste 40 cm (sur J13)
+23 min pendant injection sur J13 (20.1 + 9 m3)
+48 min après injection sur J13 reste 75 cm (sur J13)
+4 jours après injection sur J13
+34 min pendant injection sur J14 (10 cm dans J14) (15 m3)
30 26 22 18 15 11 6.8 2.9 -0.97 -4.8 -8.7 -13 -16 -20 -24 -28

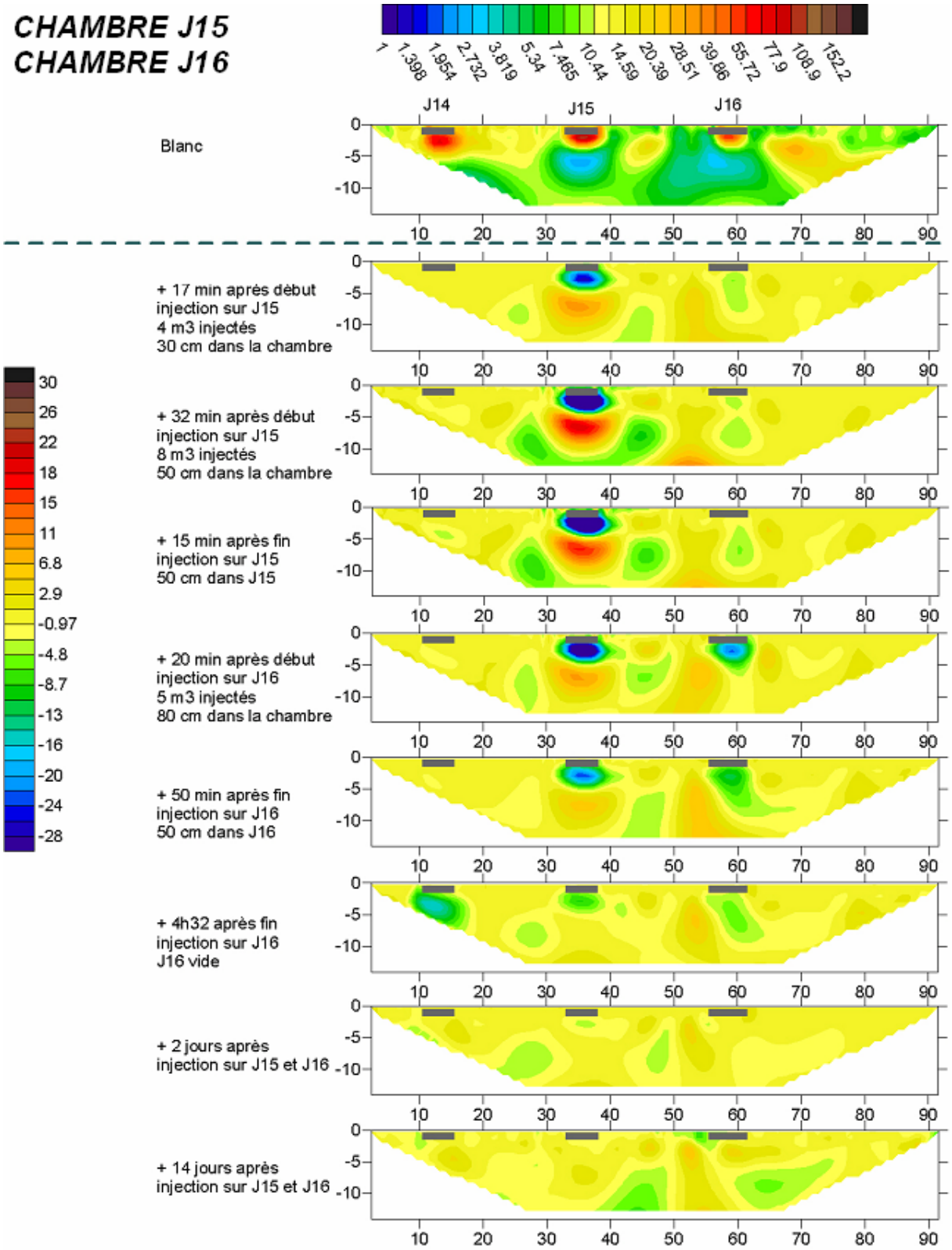

+2h08 après injection sur J14 (J14 vide) +15 min après injection sur J15
+4h30 après injection sur J14 (J14 vide)
+6 jours après injection sur J13 +2 jours après injection sur J14
+26 min pendant injection sur J13 (60 cm sur J13) (11.3 m3)
+10 min après injection sur J13 (80 cm sur J13)
+52 min après injection sur J13 (65 cm sur J13)
+1 jour après injection sur J13 (40 cm sur J13)
+20 min pendant injection sur J13 (80 cm sur J13) (6.9 m3)
+1h21 après injection sur J13
+4h26 après injection sur J13
+1 jour après injection sur J13 (50 cm sur J13)

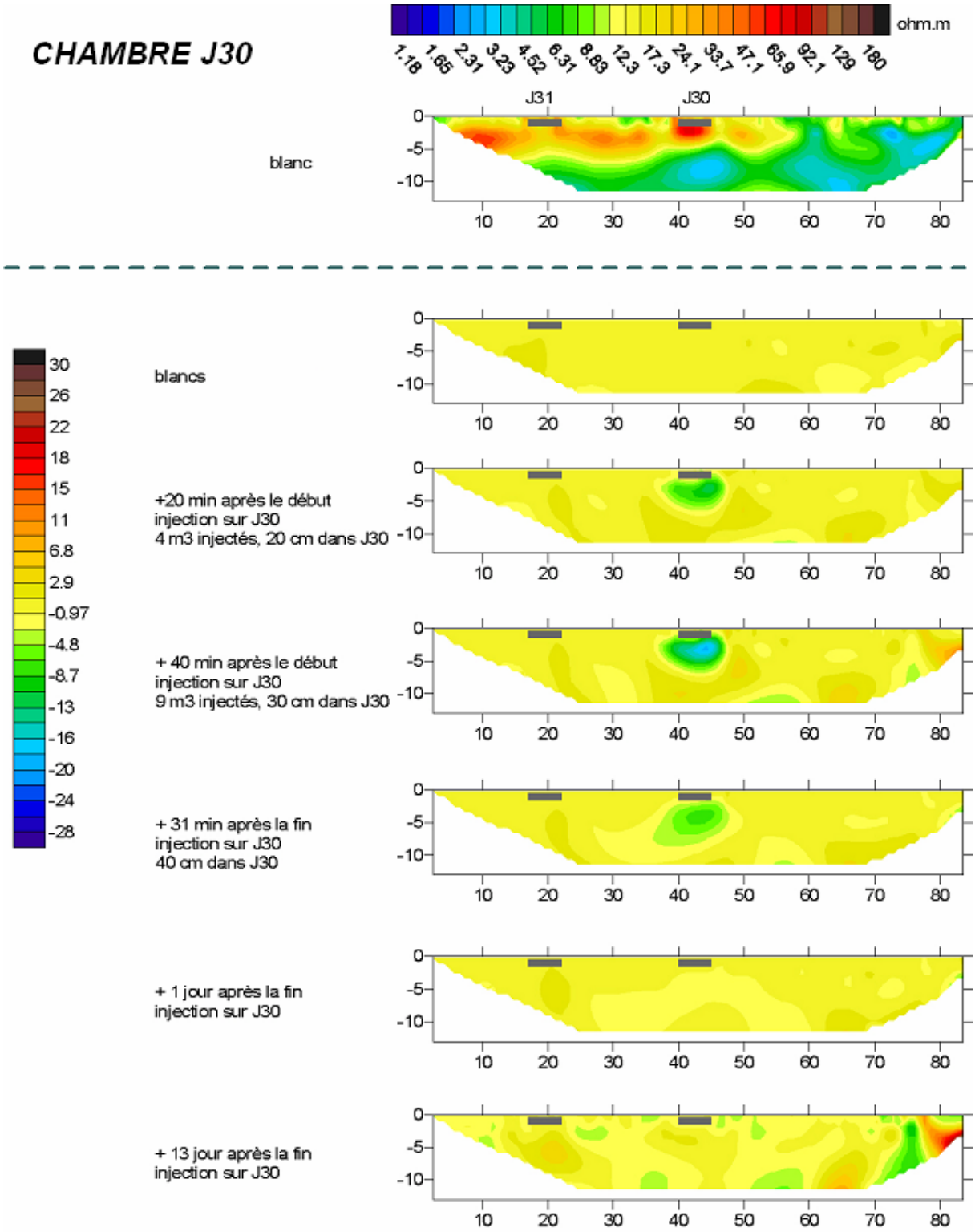

CHAMBRE J32
CHAMBRE J31
ohm.m
1.16
1.65
2.31
3.23
4.52
6.31
8.83
12.3
17.3
24.1
33.7
47.1
65.9
92.1
129
180
J32
J31
J30
-5
-10
10
20
30
40
50
60
70
80
90
30
26.1
22.3
18.4
14.5
10.7
6.77
2.9
-0.968
-4.84
-8.71
-12.6
-16.4
-20.3
-24.2
-28.1
blancs
+28 min pendant injection
sur J32 (9.55 m3)
+2h après injection
sur J32 (30 cm sur J32)
+30 min pendant injection
sur J31 (16.6 m3)
+1 jour après injection
sur J32 et J31
+3 jour après injection
sur J32 et J31


CHAMBRE J30
ohm.m
1.18
1.65
2.31
3.23
4.52
6.31
8.83
12.3
17.3
24.1
33.7
47.1
65.9
92.1
129
180
J31
J30
blancs
+34 min pendant injection sur J30 (15 m3)
+24 min après injection sur J30 (5cm dans J30)
+3h06 après injection sur J30 (J30 vide)
+1 jour après injection sur J30 (J30 vide)
+2 jours après injection sur J30 (J30 vide)
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28

CAMPAGNE G


Ohm.m
1.16 1.65 2.31 3.23 4.52 6.31 8.83 12.3 17.3 24.1 33.7 47.1 65.9 92.1 129 180
J13
J14
J15
%
-28 -24 -20 -16 -13 -8.7 -4.8 -0.97 2.9 6.8 11 15 18 22 26 30
+ lendemain 1ère injection J14
+ 42 min après fin 1ère injection J13
+ 28 min après début 2ème injection J14
: + 20 min après fin injection J13
+ 40 min après début 2ème injection J14
+ 34 min après fin 2ème injection J13
+ 55 min après fin 2ème injection J14
+ lendemain injection J13
+ 2 jours après J14, + 4 jours après J13
+ 5 min après fin 1ère injection J14
+ 2 jours après J14, + 4 jours après J13


CHAMBRE J15
CHAMBRE J16
1
1.398
1.954
2.732
3.819
5.34
7.465
10.44
14.59
20.39
28.51
39.86
55.72
77.9
108.9
152.2
J14
J15
J16
Blanc
+ 17 min après début
injection sur J15
4 m3 injectés
30 cm dans la chambre
+ 32 min après début
injection sur J15
8 m3 injectés
50 cm dans la chambre
+ 15 min après fin
injection sur J15
50 cm dans J15
+ 20 min après début
injection sur J16
5 m3 injectés
80 cm dans la chambre
+ 50 min après fin
injection sur J16
50 cm dans J16
+ 4h32 après fin
injection sur J16
J16 vide
+ 2 jours après
injection sur J15 et J16
+ 14 jours après
injection sur J15 et J16
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28
0
-5
-10
10
20
30
40
50
60
70
80
90


CHAMBRE J30
ohm.m
1.18 1.65 2.31 3.23 4.52 6.31 8.83 12.3 17.3 24.1 33.7 47.1 65.9 92.1 129 180
J31
J30
blanc
blancs
+20 min après le début
injection sur J30
4 m3 injectés, 20 cm dans J30
+ 40 min après le début
injection sur J30
9 m3 injectés, 30 cm dans J30
+ 31 min après la fin
injection sur J30
40 cm dans J30
+ 1 jour après la fin
injection sur J30
+ 13 jour après la fin
injection sur J30
30
26
22
18
15
11
6.8
2.9
-0.97
-4.8
-8.7
-13
-16
-20
-24
-28
0
-5
-10
10 20 30 40 50 60 70 80

ANNEXE 11 : Résultat de simulation d'injections

Test 1 : Perméabilité homogène, isotrope de 1.10^{-11} m^2

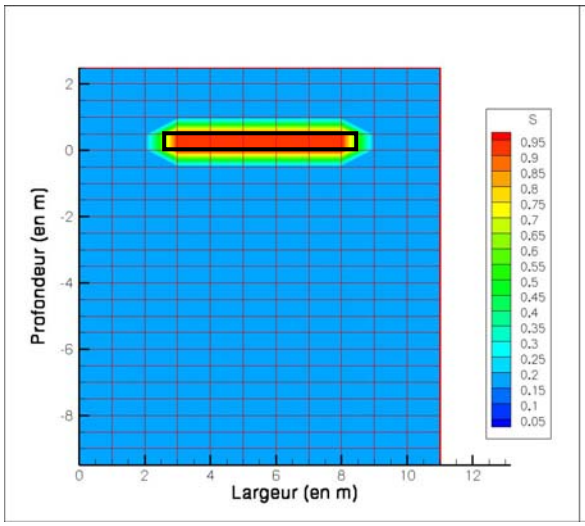


Figure 1_1 : T = 0 min

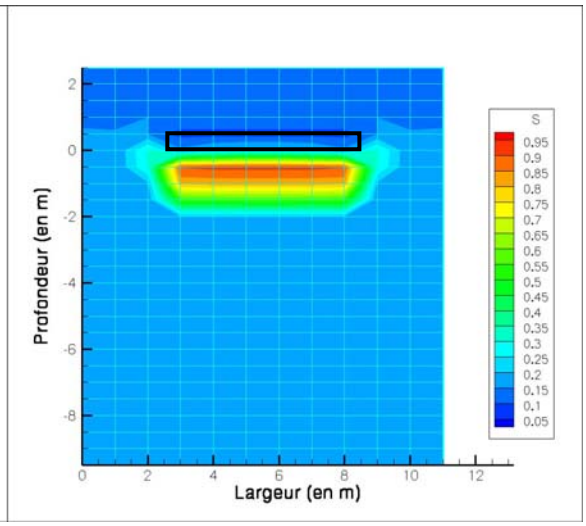


Figure 1_2 : T = 40 min

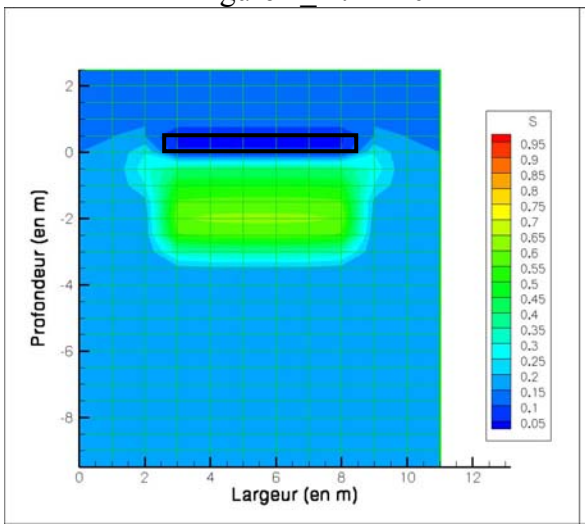


Figure 1_3 : T = 2 heures 30 min

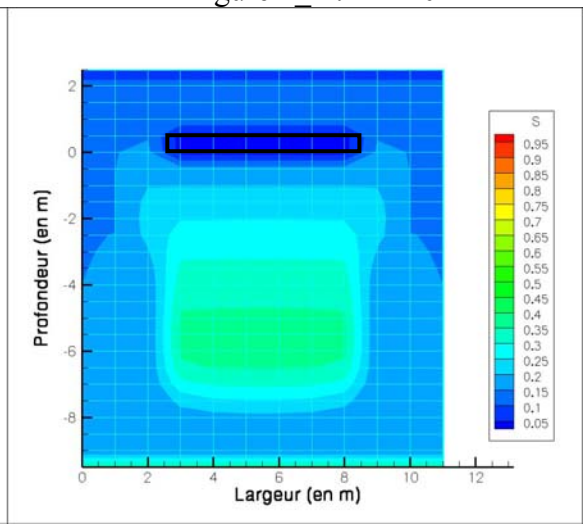
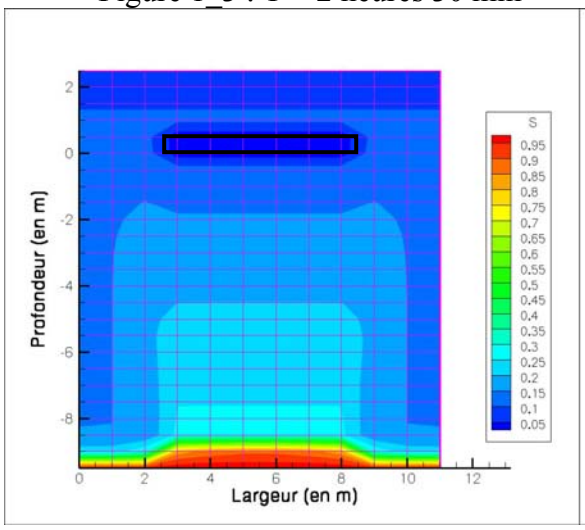


Figure 1_4 : T = 16 heures



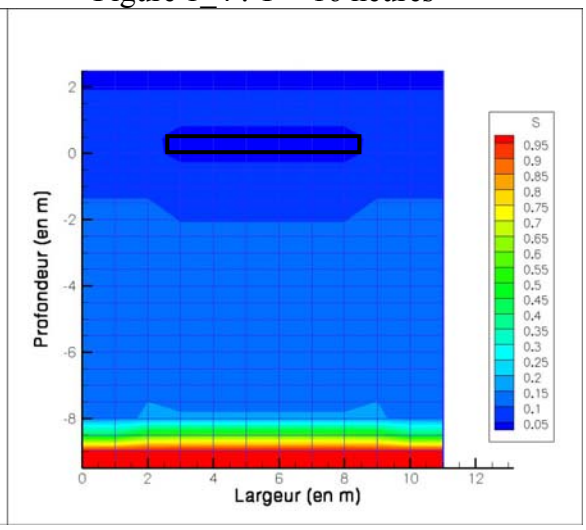


Figure 1_5 : T = 2 jours Figure 1_16 : T = 5 jours 22 heures

Test 2 : Perméabilité anisotrope : 1.10^{-11} m^2 verticalement, 3.10^{-11} m^2 horizontalement

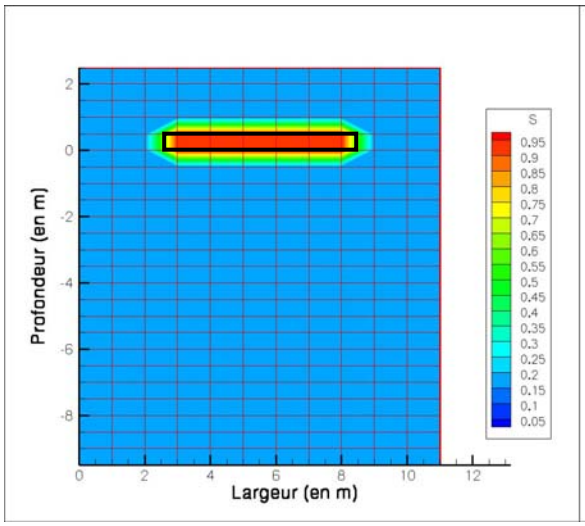


Figure 2_1 : T = 0 min

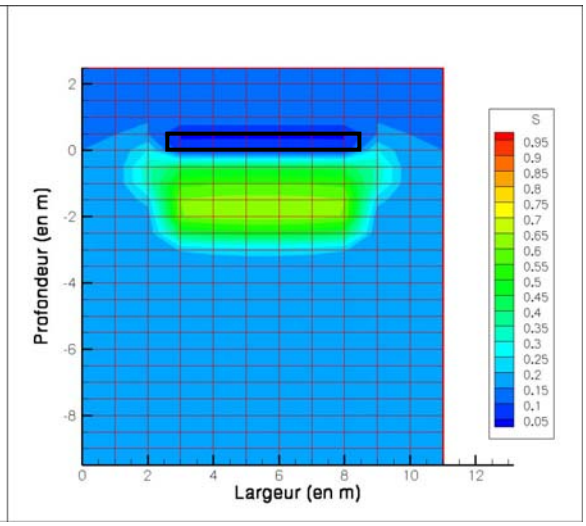


Figure 2_2 : T = 40 min

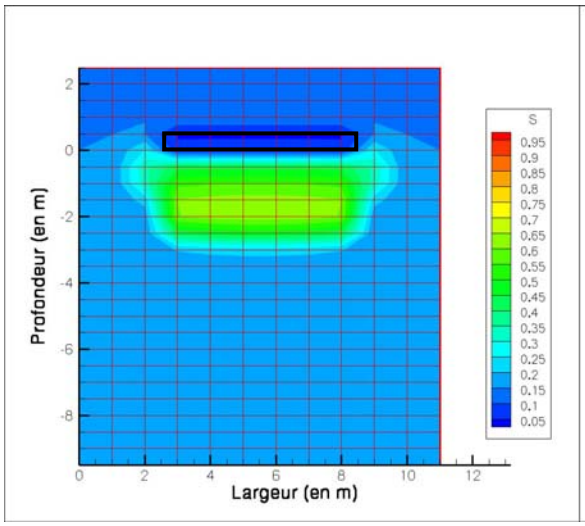


Figure 2_3 : T = 2 heures

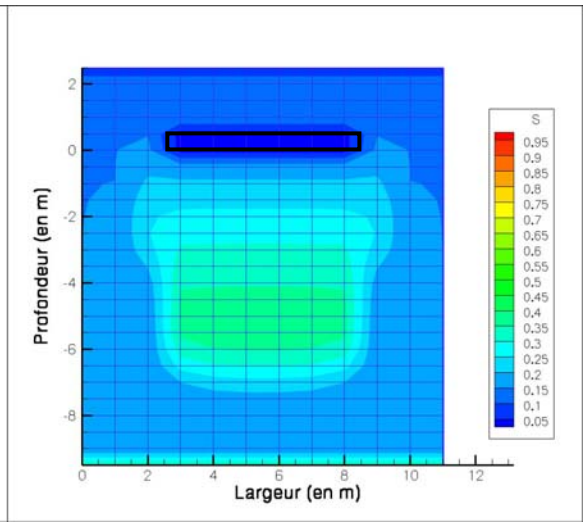


Figure 2_4 : T = 14 heures

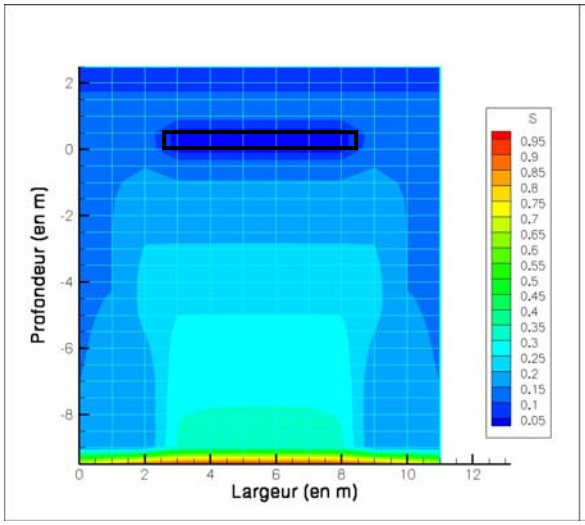


Figure 2_5 : T = 1 jour 9 heures

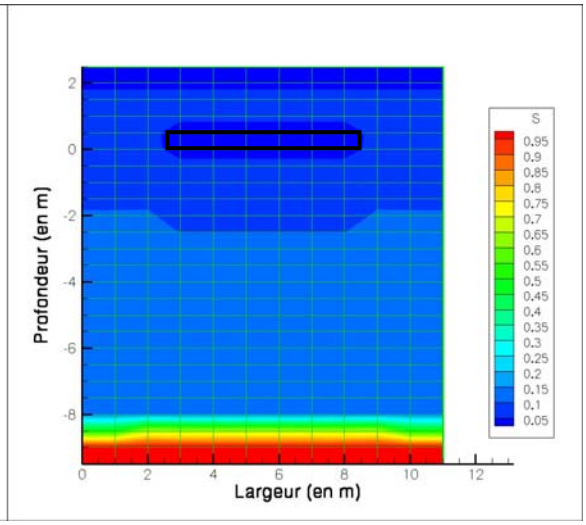


Figure 2_6 : T = 6 jours 14 heures

Test 3 : Perméabilité aléatoire : variance 4.10^{-12} m^2

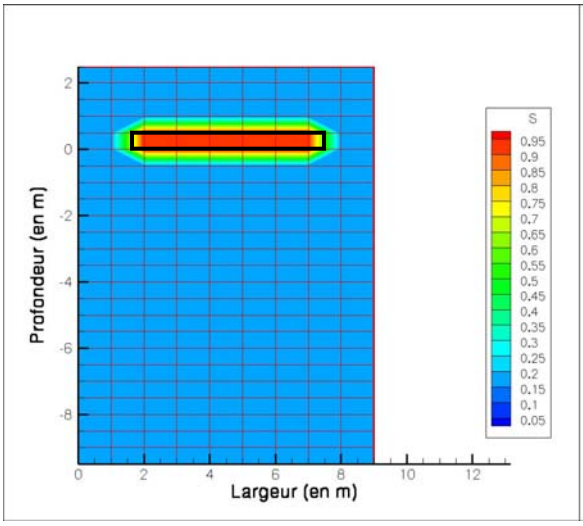


Figure 3_1 : T = 0 min

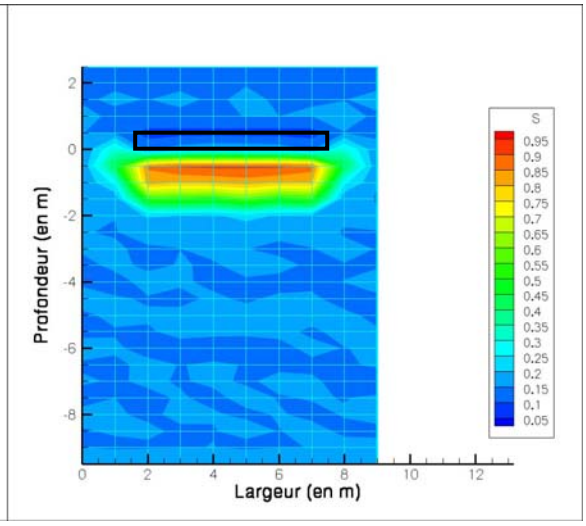


Figure 3_2 : T = 40 min

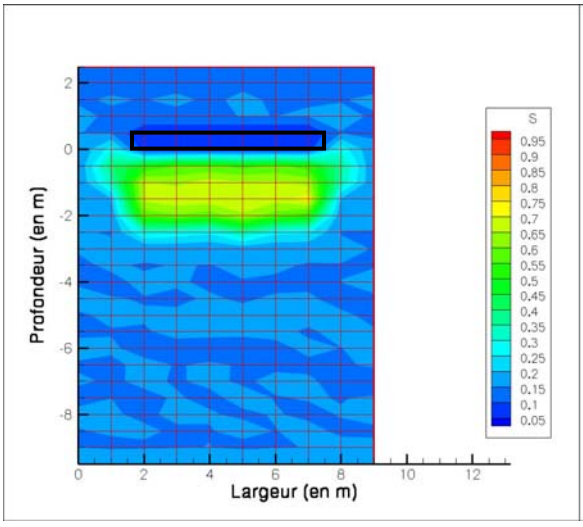


Figure 3_3 : T = 1 heure 30 min

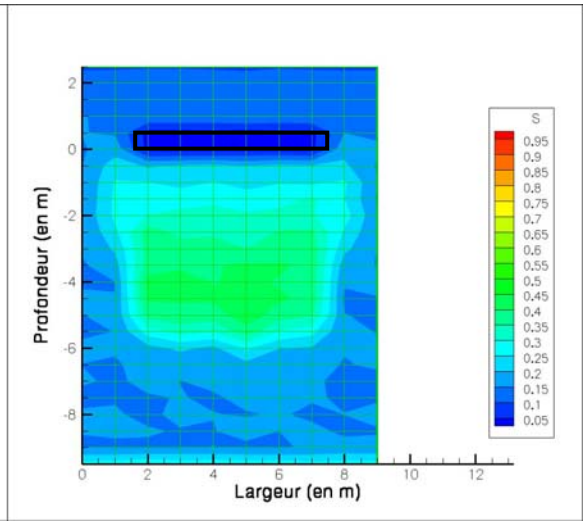


Figure 3_4 : 9 heures 20 min

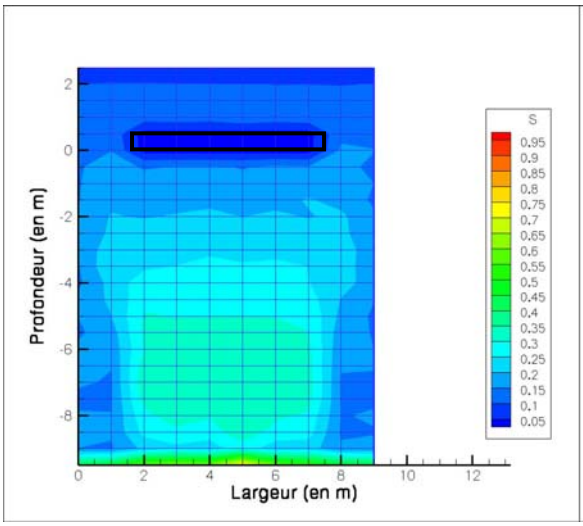


Figure 3_5 : T = 1 jour

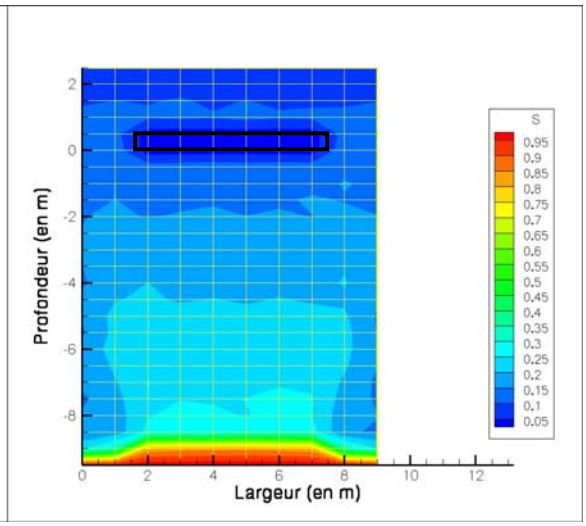


Figure 3_6 : T = 1 jour 22 heures

Test 4 : Perméabilité isotrope : 1.10^{-13} m^2

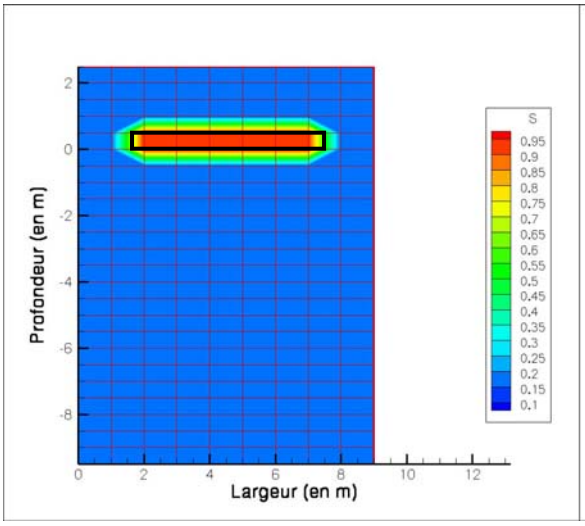


Figure 4_1 : T = 0 min

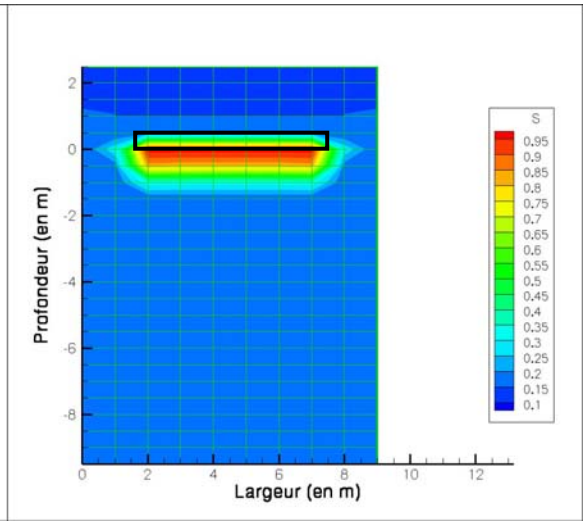


Figure 4_ 2 : T = 2 heures

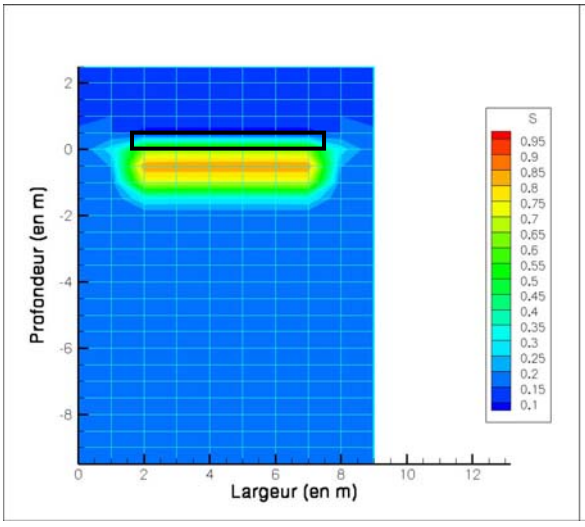


Figure 4_3 : T = 6 heures

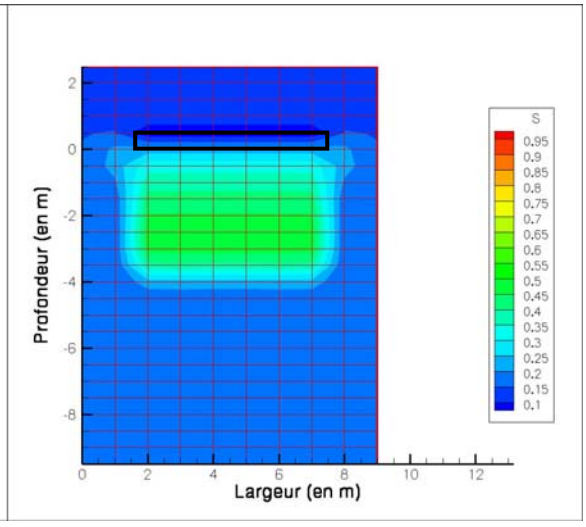


Figure 4_4 : 2 jours 8 heures

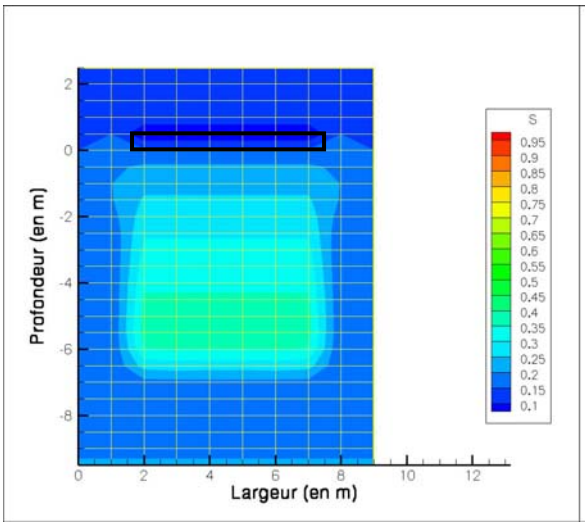


Figure 4_5 : 7 jours 8 heures

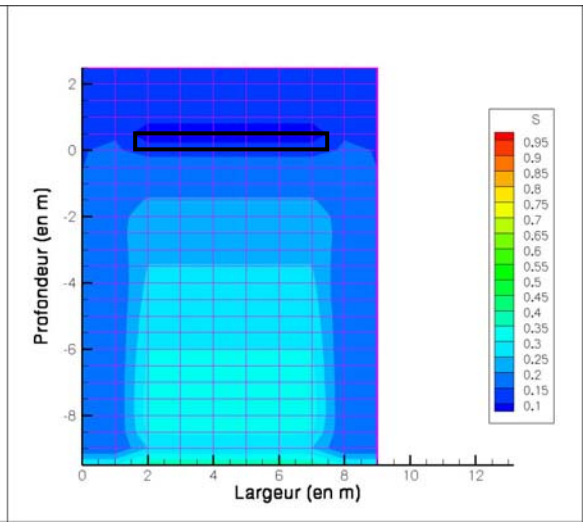


Figure 4_6 : T = 13 jours 20 heures

Test 5 : Perméabilité anisotrope : 1.10-^{12} m^2 verticalement, 3.10^{-12} m^2 horizontalement

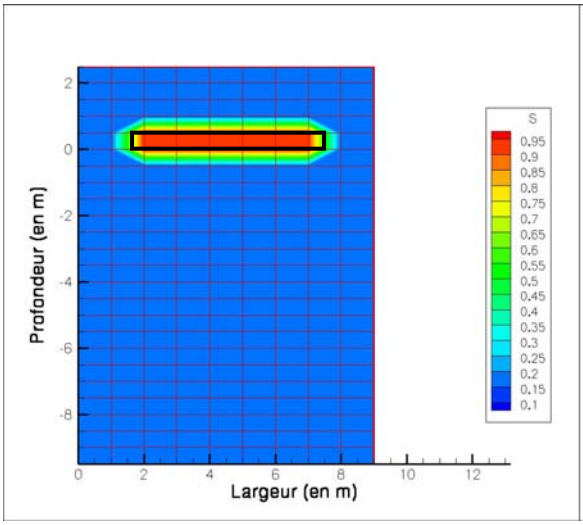


Figure 5_1 : T = 0 min

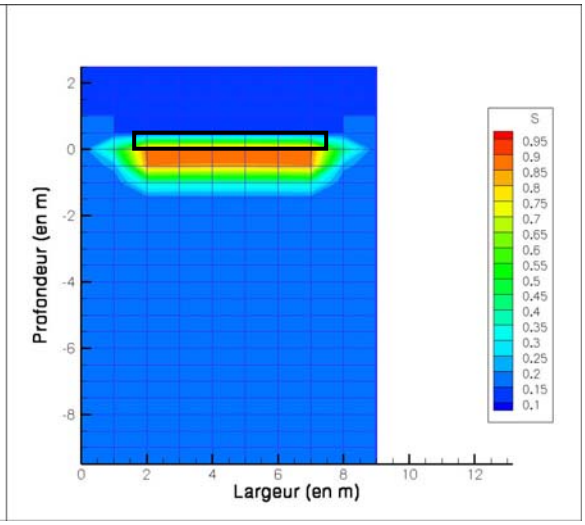


Figure 5_2 : T = 2 heures 30 min

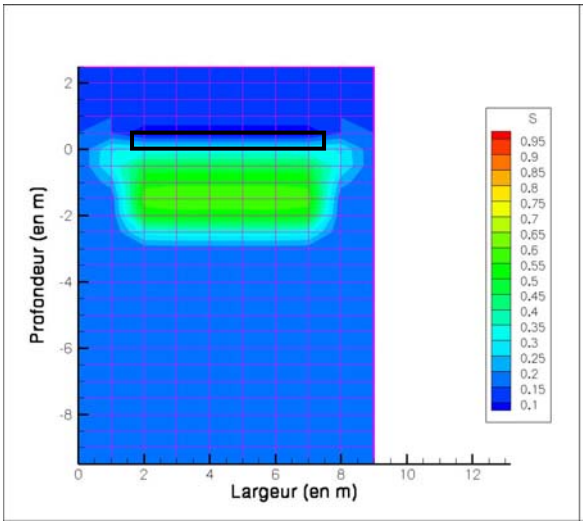


Figure 5_3 : T = 1 jour

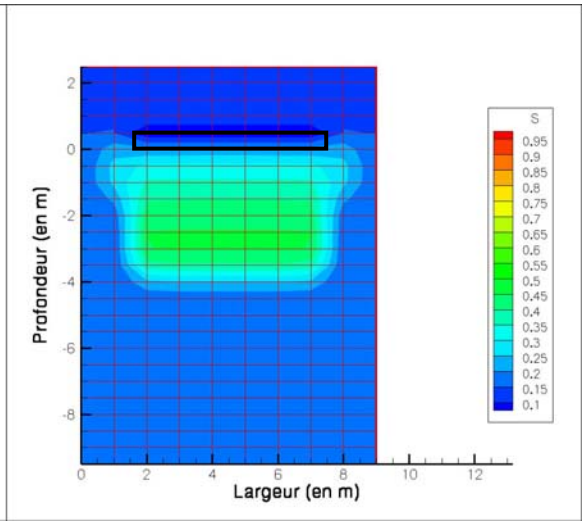


Figure 5_4 : T = 2 jours 14 heures

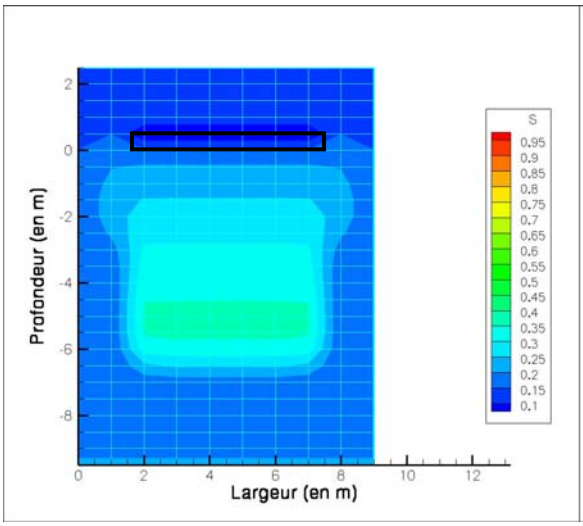


Figure 5_5 : T = 7 jours 14 heures

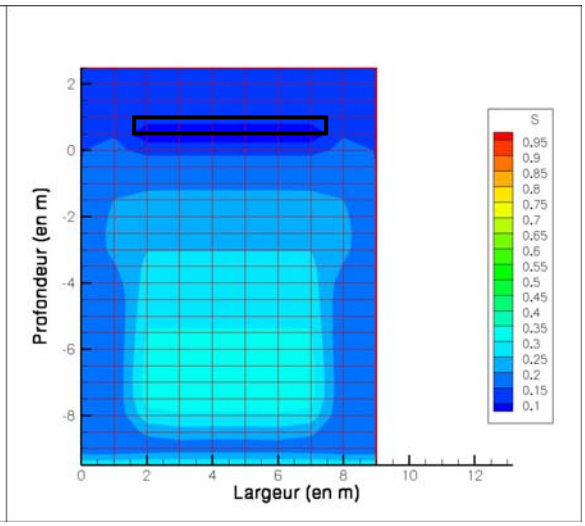


Figure 5_6 : T = 12 jours 14 heures

Test 6 : Perméabilité aléatoire : variance 1.10^{-13} m^2

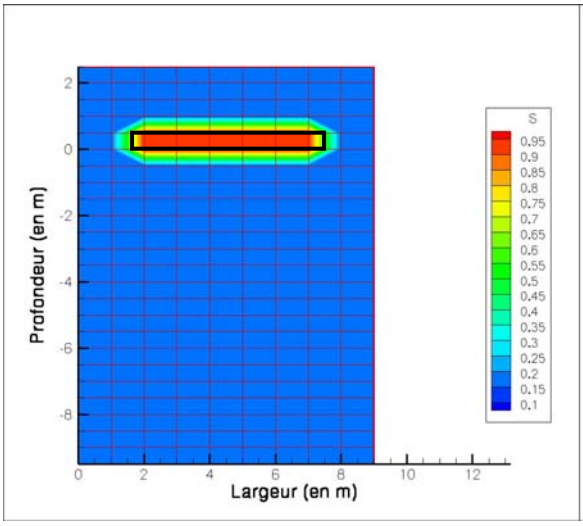


Figure 6_1 : T = 0 min

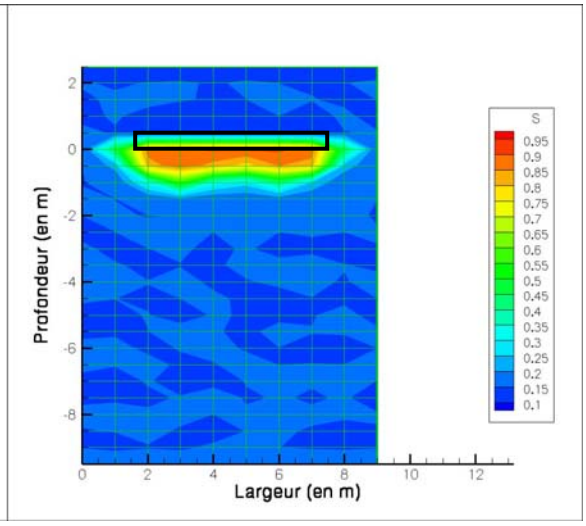


Figure 6_2 : T = 2 heures 30 min

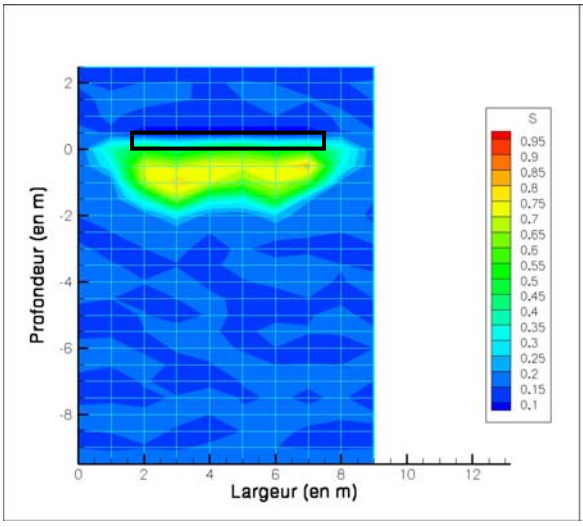


Figure 6_3 : T = 9 heures

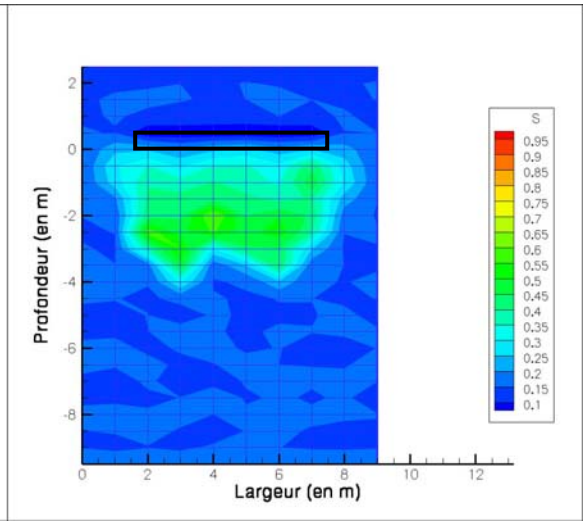


Figure 6_4 : T = 2 jours 1 heure

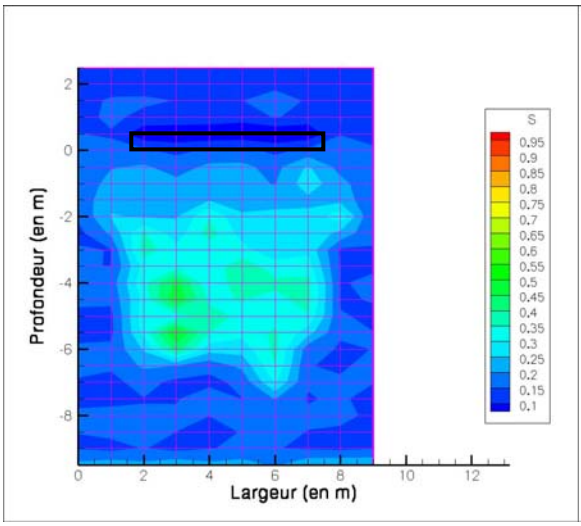


Figure 6_5 : T = 7 jours

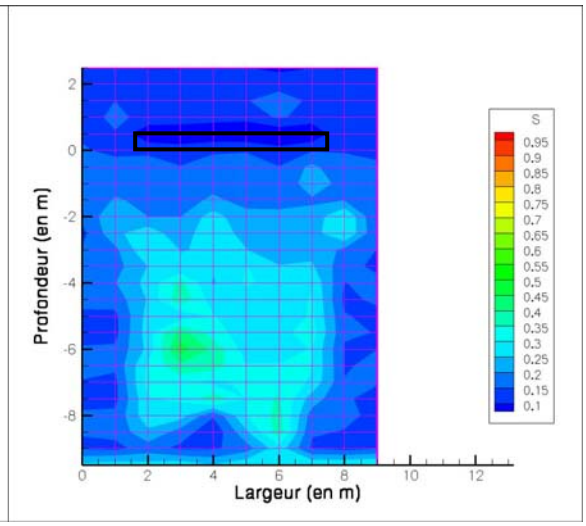


Figure 6_6 : T = 14 jours

Test 7 : Perméabilité isotrope : 1.10^{-13} m^2

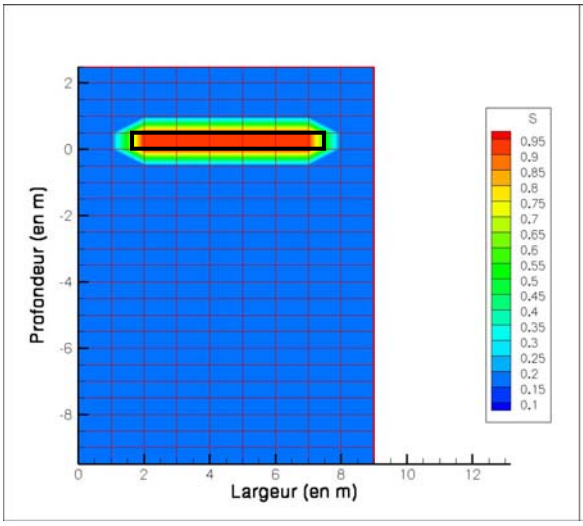


Figure 7_1 : T = 0 min

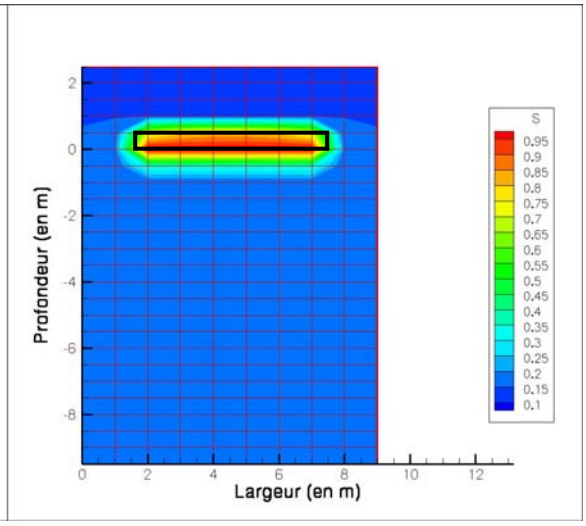


Figure 7_2 : T = 2 heures 20 min

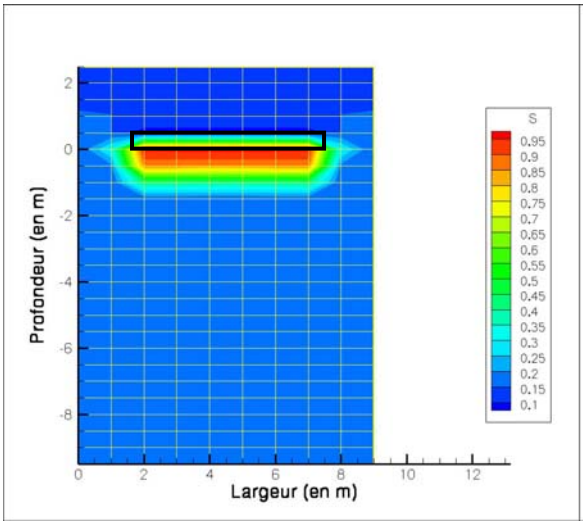


Figure 7_3 : T = 1 jour

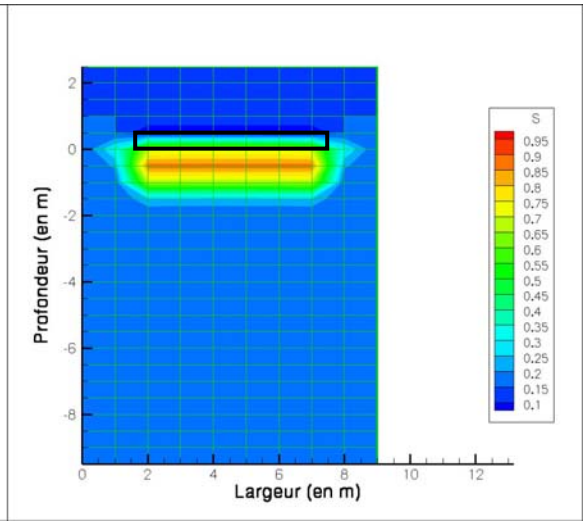
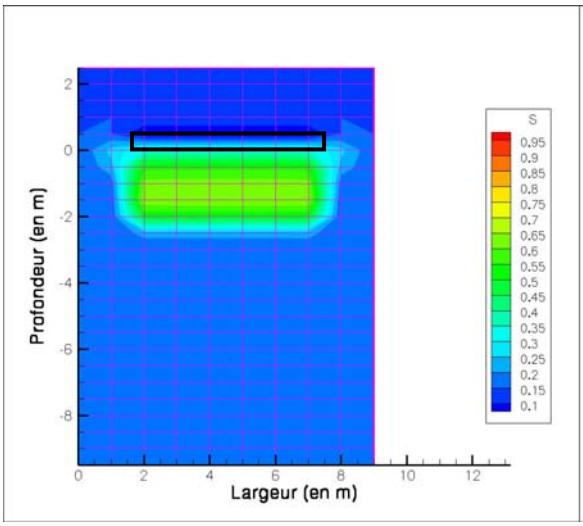
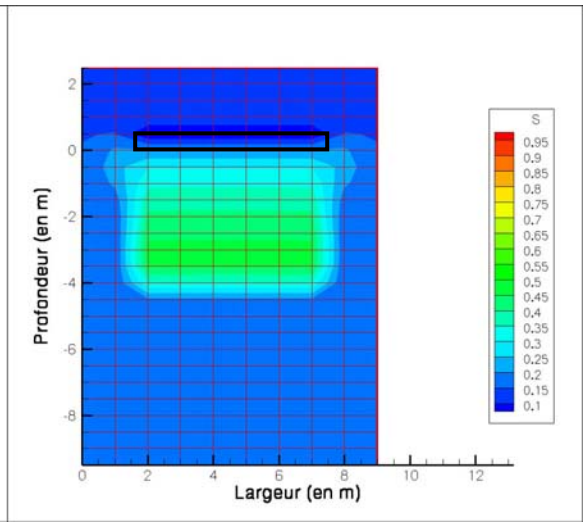


Figure 7_4 : T = 2 jours





Thèse de doctorat
Auteur : Marie-Amélie MARCOUX
Etablissements :
- LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement), 38041 Grenoble Cedex 9.
- CRPE (Centre de Recherche sur la Propreté et l'Environnement) – Véolia Environnement - Zone portuaire de Limay, 291 avenue Dreyfous Ducas, 78520 Limay.

Optimisation des performances hydro-bio-mécaniques d'une ISDND exploitée en mode bioréacteur : étude à l'échelle du site

Résumé
Deux thématiques principales ont été développées dans cette thèse : l'optimisation de la mise en place des déchets pour un meilleur démarrage de la biodégradation et l'optimisation de l'injection de lixiviats. Pour cela, deux zones expérimentales en conditions de stockage réelles ont été instrumentées ; la modélisation et des expériences en laboratoire ont également contribué à la compréhension des phénomènes en jeu.
Concernant l'optimisation de la mise en place des déchets, neuf mini-casiers de 1700 m^3 ont été remplis selon des modalités de broyage, compactage et d'épaisseur de couches différentes. L'instrumentation mise en place a permis de suivre qualitativement le démarrage de la méthanogenèse, et notamment de distinguer certaines phases du processus de biodégradation et d'évaluer l'impact relatif des différentes modalités de placement. Ainsi, les trois modalités testées semblent intéressantes pour améliorer les conditions de stockage du déchet. Un suivi sur le plus long terme permettrait de confirmer ces tendances.
L'étude d'optimisation de la recirculation a été réalisée à l'échelle d'un casier d'ISDND. Le système d'injection testé est un réseau de bassins drainant enterrés. L'instrumentation mise en place ainsi qu'une modélisation des écoulements, ont permis d'en évaluer le fonctionnement. Alors que le type de matériau drainant utilisé n'influence pas les performances de ces systèmes, les propriétés du déchet directement sous-jacent semblent régir les écoulements. Une diminution des performances au fur et à mesure des injections met en évidence un potentiel colmatage des systèmes ou une diminution de la perméabilité du déchet sous-jacent.

Mots clés
Déchet, ISDND, bioréacteur, recirculation de lixiviat, procédures opérationnelles, biodégradation, accélération, méthanogenèse, système d'injection.

Optimisation of the hydro-bio-mechanical performances of a bioreactor landfill: field-scale study

Abstract
Two ways of optimising waste biodegradation in a bioreactor landfill have been studied: how to set-up the waste so that the kinetic of biodegradation is increased, and how to inject leachate. To achieve this, two full-scale experimental areas have been instrumented; modelling and laboratory work enable to better understand the occurring phenomena.
To study the impact of waste placement, nine test cells of 1700 m^3 were filled with different procedures (compaction, shredding and lift thickness). The instrumentation allowed to follow qualitatively the onset of methanogenesis, and to distinguish some steps of the biodegradation process en consequently to determine the relative influence of the different placement procedures. The three tested procedures appeared to be interesting on the short term. Follow up of the project on a longer term will enable to check this tendency.
The study regarding waste injection optimisation has been realised on a full-scale landfill cell. The injection system implemented is a network of buried injection pads, filled with a drainage material. Whereas the type of filling material does not influence the injection system performances, underlying waste properties seem to rule leachate fluxes. A reduction of the performances with repeated injections unlighted a potential clogging of the injection systems or a decrease of the underlying waste permeability.

Key words
Waste, landfill, bioreactor, leachate recirculation, operation, biodegradation