



UNIVERSITÉ DE
SHERBROOKE

Faculté de génie
Département de génie civil

Suivi de l'efficacité de trois bio-recouvrements d'oxydation
passive du méthane installés sur un site d'enfouissement

Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées

Spécialité : Géotechnique environnementale

Composition du jury :

Hubert Cabana, Dép. génie civil, Université de Sherbrooke (Rapporteur)
Suzanne Allaire, Dép. Sols et génie agroalimentaire, Université Laval
Alexandre Cabral, Dép. génie civil, Université de Sherbrooke (Directeur de recherche)

Mohamed Ali ASKRI

Sherbrooke, Québec, Canada

Septembre 2008

IV-1963



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*
ISBN: 978-0-494-49449-3
Our file *Notre référence*
ISBN: 978-0-494-49449-3

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

■*■
Canada

RÉSUMÉ

Les bactéries méthanotrophes, qui existent dans les recouvrements des sites d'enfouissements, peuvent oxyder le CH_4 émis par ces sites. La capacité de ces recouvrements à atténuer le CH_4 dépend à la fois des propriétés physiques et chimiques du matériau, du débit du biogaz et de sa composition, et des paramètres climatiques. Ces recouvrements, communément appelé Bio-recouvrements d'oxydation passive de méthane (BOPM), pourraient venir en complément d'autres systèmes tels que les puits de captage de biogaz ou encore pourraient servir sur les sites ne disposant d'aucun système de récupération des biogaz. Cette possibilité de réduction des émissions de CH_4 a motivé des travaux de construction et de suivi sur le site d'enfouissement de Saint-Nicéphore (Québec, Canada).

Vous trouverez d'abord dans ce mémoire l'analyse d'une méthode de calcul de l'efficacité des BOPMs à oxyder le CH_4 et une comparaison des taux d'efficacité entre 2 BOPMs de porosités différentes. Cette méthode de calcul est basée sur les profils de concentration des gaz et le rapport N_2/O_2 pour déterminer la quantité d'oxygène qui a migré dans le sol avant d'être consommé. Plusieurs questions ont été soulevées lors de cette analyse dont, entre autres, la constance du rapport N_2/O_2 dans le sol et l'effet de la respiration du compost sur les calculs d'efficacité. Quant à la comparaison entre les 2 BOPMs, les résultats ont montré qu'en augmentant la porosité de mise en place du substrat, la pénétration de l'oxygène était favorisée et, par conséquence, son efficacité à oxyder l'était également.

Vous trouverez ensuite une observation de l'effet des changements climatiques sur le comportement des BOPMs de compositions différentes pendant une longue période et une étude de l'effet de l'alternance jour/nuit sur leurs efficacités lors de cycles très courts. Pour de longs cycles, il a pu être constaté qu'après le dégel du sol, les quantités de méthane libérées ont été très importantes et elles ont eu un impact direct sur la performance des BOPMs, que l'augmentation du rapport diffusion/advection a eu pour conséquence une nette amélioration de l'efficacité de la BOPM et que les bactéries méthanotrophes ont été plus influencées par les variations de température que par ces valeurs (températures). Pour les cycles courts, les

variations journalières de température à 0,10 mètre de la surface du sol ont été suivies de considérables variations des concentrations de CH₄.

Vous trouverez enfin, une étude complémentaire sur l'importance de la croûte superficielle sur l'efficacité des recouvrements. Les résultats des essais de perméabilité à l'air et les courbes de rétention en eau qui ont servi à caractériser le substrat y sont succinctement présentés.

Mots clés : site d'enfouissement, recouvrement, méthane, oxydation, bactéries méthanotrophes.

REMERCIEMENTS

Au nom du Dieu le miséricordieux, le très miséricordieux

Le Prophète (paix soit sur lui) a dit : « Cherchez la science, ne serait-ce qu'en Chine, car la quête du savoir est un devoir pour tout Musulman »

(Al-Bayhaqî dans *Shu'ab al-Îmân*).

Je voudrais présenter mes remerciements à ceux qui m'ont aidé de près ou de loin dans cette étude. Je remercie plus précisément :

Alexandre Cabral, professeur titulaire au département de Génie civil de l'Université de Sherbrooke. Je le remercie d'avoir supervisé mon mémoire et d'avoir assuré un excellent encadrement.

Joao Moreira, assistant de recherche à l'Université de Sherbrooke pour le professeur Alexandre Cabral. Je le remercie d'avoir supervisé mon mémoire et pour les discussions très fructueuses qu'on a pu avoir.

Jean-Guy Lemelin, technicien au laboratoire de mécanique des sols de l'Université de Sherbrooke, pour l'aide apportée à la préparation des essais.

Le groupe de recherche de géotechnique environnementale, pour l'aide apportée sur le suivi du chantier et l'analyse des données.

J'exprime mon entière reconnaissance à **mon père**, décédé l'été dernier, pour son encouragement continu pour la science et le savoir.

Finalement, je tiens à remercier ma **mère**, ma **femme**, mes **professeurs**, ma **famille** et **mes amis** pour le soutien et les discussions constructives qui m'ont guidé tout au long de cette étude.

TABLE DE MATIÈRE

1	INTRODUCTION	1
1.1	Mise en contexte.....	1
1.2	Objectifs et méthodologie.....	3
1.3	Organisation du mémoire	4
2	REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
2.1	Le méthane : un gaz à effet de serre	6
2.2	Production de méthane sur les sites d'enfouissement	7
2.3	Le bilan massique du méthane sur les sites d'enfouissement	8
2.4	Aspect réglementaire pour les émissions de méthane sur les sites d'enfouissement	10
2.5	Transport de gaz dans le sol	11
2.5.1	Flux diffusif	12
2.5.2	Flux convectif.....	14
2.6	Oxydation du méthane	15
2.7	Principaux facteurs influençant l'oxydation du méthane.....	17
2.7.1	Propriétés du sol	17
2.7.2	Facteurs climatiques	19
2.8	Les BOPMs: une solution attrayante?.....	20
2.9	Méthodes de calcul des taux d'oxydation	25
2.9.1	Isotope stable de carbone.....	25
2.9.2	Bilan massique.....	25
2.9.3	Modélisation	26

2.9.4	Le rapport CO ₂ /CH ₄	27
2.10	Méthodes de mesures des émissions surfaciques de CH₄.....	28
2.10.1	Les chambres statiques (Rolston, 1986).....	28
2.10.2	Les chambres dynamiques (Rolston, 1986).....	28
2.10.3	Méthode du gradient (Glinski et Stepniewski, 1985).....	28
2.10.4	La technique du traceur (Czepiel et al. 1986; Tre-goures et al. 1999).....	29
2.10.5	La technique micro-météorologique (Fowler et Duyzer, 1989).....	29
3	MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	30
3.1	BOPMs de Saint Nicéphore	31
3.1.1	Les BOPMs construits en 2006	31
3.1.2	BOPM construit en 2007	33
3.2	Le matériel de mesure des gaz.....	36
3.2.1	FID.....	36
3.2.2	Sonde de CO ₂	38
3.2.3	Le chromatographe (Micro GC).....	38
3.2.4	Compteur de gaz portable.....	39
3.3	Technique de mesure des gaz.....	39
3.3.1	Chambre statique	39
3.3.2	Balayage de surface	41
3.3.3	Profil de concentration:	42
3.4	Mesure des paramètres du sol	45
3.4.1	Détermination du k _a	45
3.4.2	Courbe de rétention en eau (CRE).....	46
3.5	Analyses statistiques	47
3.6	Cartographie	47
3.7	Simulations de migration de gaz	47

3.8	Cycles de mesures	47
3.8.1	Cycles d'échantillonnage courts.....	47
3.8.2	Cycles d'échantillonnage de longue durée	48
4	RÉSULTATS.....	49
4.1	Efficacité d'oxydation selon la méthode du rapport N₂/O₂.....	50
4.2	Conception de recouvrements pour l'oxydation du méthane sur les sites d'enfouissement : les leçons tirées	60
4.2.1	Problèmes rencontrés sur le BOPM-3	60
4.2.2	Résultats du nouveau BOPM.....	65
4.3	Cycles d'échantillonnage courts	66
4.3.1	Les données météorologiques des cycles courts (24 et 52 heures).....	66
4.3.2	Étude des variabilités spatio-temporelles des profils de CH ₄ et des émissions surfaciques : présentation des résultats du cycle de 52 heures	68
4.3.3	Étude des variabilités temporelles des profils de CH ₄ et des émissions surfaciques : discussion (cycle de 52 heures).....	72
4.3.4	Variations spatiales et temporelles de l'oxydation durant le cycle de 52 heures	79
4.3.5	Exemples de profils de concentration de gaz du BOPM-3B pendant le cycle de 52 heures	81
4.3.6	Exemples de profils de concentration de gaz du BOPM-1 pendant le cycle de 52 heures	83
4.3.7	Effet du vent sur la méthode d'échantillonnage	86
4.3.8	Profil hydraulique et influence sur les émissions pendant le cycle de 52 heures.....	87
4.3.9	Balayage de surface pendant le cycle de 52 heures.....	90
4.3.10	Étude de la température pendant les deux cycles (24 et 52 heures)	93
4.4	Cycle d'échantillonnage de longue durée	102
4.4.1	1 ^{ère} période	103
4.4.2	2 ^e période	108
4.4.3	3 ^e période	112

4.5	Étude de la couche entre 0 et 0,10 mètre	115
4.6	Résultats des travaux complémentaires réalisés	119
4.6.1	Perméabilité à l'air	119
4.6.2	Courbe de rétention en eau (CRE).....	120
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		122
BIBLIOGRAPHIE		125
ANNEXE		134

Listes de figures

Figure 1-1 - Principaux aspects affectant l'efficacité d'une BOPM et leurs interactions	3
Figure 2-1 - Organigramme de la revue bibliographique	5
Figure 2-2 - Analyse par satellite montrant les concentrations de méthane (parties par million en volume) en surface et dans la stratosphère.	6
Figure 2-3 – Le total du méthane anthropogénique (adapté d'USEPA, 2000).....	7
Figure 2-4- Total du bilan massique du méthane sur les sites d'enfouissement (adapté de Bogner et Spokas, 1993).....	8
Figure 2-5 -Migration des gaz et facteurs influençants sur les sites d'enfouissement (adapté de Kjeldsen, 1994).....	11
Figure 2-6- Équation de l'oxydation du CH ₄	16
Figure 2-7 - Mode d'utilisation des biogaz récoltés	20
Figure 2-8 - (a)- Structure de recouvrement et matériaux candidats pour l'atténuation des émissions de méthane (Boutin, 2003); (b) - Biofiltre de compost (Powelson et Abichou, 2006)	21
Figure 3-1 - Organigramme des activités effectuées pendant la maîtrise.....	30
Figure 3-2 - (a) Vue aérienne des trois BOPMs; (b) Profils des trois BOPMS.....	32
Figure 3-3 - Remplacement du BOPM 3 en 3B	33
Figure 3-4 - (a) Ouverture du BOPM 3; (b) Présence de silt dans le réseau de biogaz; (c et d) Suppression de la couche de sable; (e) Couche de gravier ½; (f) Ajout du gravier ½; (g) Mélange du gravier et du sable-compost; (h) Pose du gravier ¼; (i) Pose du mélange; (j) Système de siphon; (k) Instrumentation; (l) Contrôle de densité	34
Figure 3-5 - Emplacement des sondes.....	35
Figure 3-6 – FID (détecteur à ionisation de flamme)	37
Figure 3-7 - Emplacement des chambres statiques et des profils.....	40
Figure 3-8 - Exemple de détermination de dC/dt pour le flux de CH ₄ et de CO ₂	41
Figure 3-9 - (a) Exemple de distribution spatiale du CH ₄ à la surface du sol (b) Coordonnées des points de balayage	42
Figure 3-10-Méthode d'échantillonnage du gaz à 0,05 mètre de profondeur	44
Figure 3-11 - Montage du bullomètre	46

Figure 4-1 - Organigramme de la partie RÉSULTATS du mémoire	49
Figure 4-2 - Conditions initiales de la modélisation de la colonne sur SEEP	52
Figure 4-3 - Modélisation sur SEEP en régime permanent avec un gradient hydraulique de 0,012	53
Figure 4-4 - Modélisation sur SEEP en régime transitoire.....	55
Figure 4-5 - Évolution du rapport N ₂ /O ₂ en fonction de la profondeur dans les BOPMs 3B (a) et 2 (b).....	58
Figure 4-6 – Comparaison entre 3 méthodes de calculs d’oxydation de quelques échantillonnages de CH ₄ sur le terrain	59
Figure 4-7 - Profil de teneur en eau massique dans le BOPM- 3 pendant deux périodes différentes	61
Figure 4-8 - Profil de concentration du CH ₄ , CO ₂ et O ₂ du BOPM- 3 le 26 Juin (a) et le 3 juillet (b), et du BOPM- 3B le 5(c) et le 13(d) Septembre	63
Figure 4-9 - balayage de surface du CH ₄ du BOPM- 3 (26 juin et 3 juillet) et du BOPM-3B (5 et 13 septembre)	64
Figure 4-10 - Données météorologique (a) du cycle 1 et (b) du cycle 2	67
Figure 4-11 - Profils de concentrations du CH ₄ des BOPMs 1 et 3B (P1, P2, P3 et P4 sont les profils sur chaque BOPM, voir figure 3.2a)	69
Figure 4-12 - Émissions surfaciques de CH ₄ et de CO ₂ des BOPMs —1 et — 3B.....	70
Figure 4-13 - Émissions surfaciques des deux BOPMs par point d’échantillonnage. La nomenclature « CHx » correspond au point d’échantillonnage numéro x sur le BOPM (Figure 3.7).....	71
Figure 4-14 - Évolution du flux surfacique de CH ₄ en fonction de la différence de la pression atmosphérique.....	73
Figure 4-15 - Émissions surfaciques de méthane et du flux de biogaz entrant	74
Figure 4-16 - Évolution des flux surfaciques de CH ₄ en fonction de la concentration du CH ₄ mesurée à 0,10 mètre	75
Figure 4-17 - Évolution de la concentration du CH ₄ mesurée à 0,10 mètre (●) et de la température à la même profondeur (■).....	76
Figure 4-18- Degrés de saturation en eau des 2 BOPMs.....	77

Figure 4-19 - Exemple de profils de gaz du BOPM-1 (a) au profil 1; et (b) aux profils 2, 3 et 4, et du BOPM-3B (c) aux profils 1 et 2; et (d) 3 et 4.....	78
Figure 4-20 - Profils typiques de température des deux BOPMs pendant les 52 heures	79
Figure 4-21 - Variation de l'oxydation à trois profondeurs des deux BOPMs 1 et 3B pendant les 52 heures	81
Figure 4-22 - Trois profils de la moyenne de concentration du BOPM-3B des points P3 et P4 du(a) 12; (b) 13 et(c) 14 Septembre.....	82
Figure 4-23 - Variation du flux de CH ₄ entrant dans le BOPM	83
Figure 4-24 – Trois profils de concentration du BOPM-1 du profil P1 des (a) 12; (b) 13 et (c) 14 Septembre	84
Figure 4-25 - Variation des concentrations du CH ₄ , CO ₂ et O ₂ du profil P1 du BOPM-1 pendant les 52 heures % à 0,05 m, % à 0,10 m, % à 0,20 m, % du CH ₄ avant oxydation 0,05 m, % du CH ₄ avant oxydation à 0,10 m et % du CH ₄ avant oxydation à 0,20 m	85
Figure 4-26 - Figures de l'évolution de la concentration du CH ₄ dans la chambre statique à différents moments de la campagne	86
Figure 4-27 - Effet du vent sur les émissions surfaciques.....	86
Figure 4-28 - Profil de la teneur en eau volumique dans les BOPMs 1 et 3B pendant le 2 ^e cycle.....	87
Figure 4-29 – Figure explicative du calcul de Q _{max} adaptée de Parent et Cabral (2006).....	89
Figure 4-30 - Modèle représentatif du calcul de Q _{max} de l'effet de barrière capillaire entre le gravier ^{1/4} et le sable/compost-gravier ^{1/4} , et le gravier ^{1/4} et le sable/compost.....	90
Figure 4-31 - Balayage des surfaces des BOPMs au FID en des moments différents de la campagne. Les mx désignent l'ordre de l'échantillonnage pendant le 2 ^{ème} cycle.....	91
Figure 4-32 - Données de la pression atmosphérique	92
Figure 4-33 - Données de températures du BOPM-1 pendant les cycles (a) 1 et (b) 2 et du BOPM-3B pendant les cycles (c) 1 et (d) 2.....	93
Figure 4-34 - Variations de la température du sol à 0,10m (■) et de la concentration du CH ₄ (▲) des (a) BOPM-1 et (b) BOPM- 3B du cycle 1, et (c) BOPM- 1 et (d) BOPM- 3B du cycle 2	95
Figure 4-35 - Régression entre la concentration du CH ₄ et la température du sol à 0,10m (avec décalage) pendant les 2 cycles des BOPM-1 (■) et BOPM-3B (▲).....	96

Figure 4-36 - Exemple de profils obtenus pendant le 1 ^{er} cycle pour (a) le BOPM-1 et (b) le BOPM-3B et pendant le 2 ^e cycle pour (c) le BOPM-1 et (d) le BOPM-B.....	97
Figure 4-37 - Exemple de balayage obtenu pendant le 1 ^{er} cycle pour (a) le BOPM-1 et (b) le BOPM-3B et pendant le 2 ^e cycle pour (c) le BOPM-1 et (d) le BOPM-3B.....	100
Figure 4-38 - Variation de δ du BOPM-1 (■) et du BOPM-3B (▲) pendant les 2 cycles	101
Figure 4-39 - Variations des conditions climatiques pendant le mois de juin 2007.....	103
Figure 4-40 - Profils de concentration de gaz sur quatre journées du mois de juin	105
Figure 4-41 - Profils de succion du BOPM-1 aux mêmes journées que celles des profils de concentration de gaz	106
Figure 4-42 - Balayage de surface du FID du BOPM-1 aux mêmes journées que celles des profils de concentration de gaz.....	107
Figure 4-43 - Variations des conditions climatiques pendant le mois de juillet 2007.....	108
Figure 4-44 - Exemples de profils de gaz obtenus pendant le mois de juillet 2007.....	110
Figure 4-45 - Balayage de surface au FID aux mêmes journées que celles des profils de gaz du mois de juillet	110
Figure 4-46 - Profondeur d'entrée d'O ₂ en fonction du ratio advection/diffusion (Rannaud et al. (2008))	111
Figure 4-47 - Variations des conditions climatiques pendant la 3 ^e période d'échantillonnage de 2007	112
Figure 4-48 - Exemples de profils de gaz obtenus pendant la 3 ^e période de la campagne d'échantillonnage	114
Figure 4-49 - Variation de la température à 0,10 mètre du sol pendant la 3 ^e période de la campagne de 2007	115
Figure 4-50 – Deux cas possibles de profils de concentrations de CH ₄ entre 0 et 0,1 mètre. .	116
Figure 4-51 - Profils des concentrations de (■) CH ₄ , (▲) CO ₂ et (○) O ₂ des profils du BOPM-1	117
Figure 4-52 - Évolution de l'oxydation dans les profils 1 (■) et, 2,3 et 4 (○) en fonction de la profondeur le 13 septembre 2007	118
Figure 4-53 - Courbe de perméabilité à l'air en fonction de la saturation.....	119
Figure 4-54 - Courbe de régression de la teneur en eau en fonction du potentiel matriciel...	121

Liste des tableaux

Tableau 2.1 - Le coefficient de diffusion dans l'air de quelques gaz qui se trouvent sur les sites d'enfouissement.....	13
Tableau 2.2 - Modèles empiriques pour déterminer le coefficient de diffusion (f = porosité totale, θ_a = la teneur en air du sol)	14
Tableau 2.3 - Quelques exemples tirés de la littérature sur l'oxydation des sites d'enfouissements (adaptés des données du groupe CLEAR (Consortium for Landfill Emissions Abatement Research))	23
Tableau 3.1- Caractéristiques des sondes installées sur le chantier	36
Tableau 3.2 - Caractéristiques du TVA-1000B	38
Tableau 4.1 - Exemple des résultats de modélisation sur SEEP en régime permanent avec un gradient hydraulique de 0,012	54
Tableau 4.2 - Résultats de la modélisation sur SEEP avec régime transitoire	56
Tableau 4.3 - Profils de concentration du 13 mai 2008 et les calculs du rapport de N_2/O_2	56
Tableau 4.4 - Calculs du rapport de N_2/O_2 en prenant l' O_2 total	57
Tableau 4.5 - Historique du débitmètre massique pendant la campagne de 2007.....	65
Tableau 4.6 - Coefficient de variation des données météorologiques des deux campagnes et le t-test	67
Tableau 4.7 – Évolution des ratios de concentration avec la profondeur et les flux surfaciques de CH_4 pour les profils 1 et 3 du BOPM-3 le 14 septembre 2007	117

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

La gestion des déchets est un défi de taille dans la préservation de notre environnement. Une des conséquences de la surconsommation actuelle est l'accumulation des quantités de déchets de plus en plus importante au fil du temps. À titre d'exemple, entre 1998 et 2000, la quantité de déchets produits au Québec a augmenté de plus de 20 % (Recyc-Québec, 2000). Les politiques de recyclage et de réutilisation ne sont pas assez efficaces, puisqu'environ 35 % des matières recyclables sont détournées de l'enfouissement (Recyc-Québec, 2000).

Au Québec, l'enfouissement est le principal moyen de gestion des matières résiduelles, les gestionnaires des sites d'enfouissement doivent faire face à de nombreuses difficultés qui exaspèrent souvent ceux qui habitent à proximité. Il s'agit, entre autres, des odeurs pestilentielles, du trafic incessant des camions transportant les déchets, des nuages d'oiseaux ou des populations grandissantes de vermines.

Les émanations de biogaz issus de la dégradation des déchets sont aussi des problèmes préoccupants. En effet, ces biogaz, qui contiennent des polluants, sont à l'origine des odeurs nauséabondes aux abords des sites d'enfouissement. Ils contiennent de fortes concentrations de méthane (50 à 60 % de ces biogaz). Ce composé chimique est inflammable, explosif et cause des dégâts atmosphériques importants (effet de serre) qu'il convient d'atténuer si l'on veut lutter contre le réchauffement climatique. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a estimé que le méthane est vingt-cinq fois plus puissant que le CO₂ en ce qui a trait à son potentiel de réchauffement planétaire.

Il est possible de limiter les quantités de biogaz qui s'échappent des sites d'enfouissement en installant des systèmes de collecte ou de captage de ces biogaz. Toutefois, l'efficacité des systèmes les plus performants est, en moyenne, de 75 %. Dans la majorité des cas, elle ne dépasserait pas les 40 à 60 %. Les biogaz qui s'échappent constituent des émissions fugitives. Ces fuites ont lieu à travers le recouvrement du site d'enfouissement et s'échappent vers l'atmosphère, contribuant ainsi au réchauffement planétaire.

Une solution susceptible d'être un apport considérable dans la lutte contre les émanations du méthane dans l'atmosphère est la mise en place des Bio-recouvrements d'Oxydation Passive du Méthane (BOPM) (Gebert et al, 2003). C'est un processus qui permet de réduire les émissions fugitives de CH₄ en les convertissant en CO₂ à l'aide de microorganismes méthanotrophes.

La capacité d'un recouvrement à oxyder le CH₄ dépend à la fois des propriétés physiques et chimiques du matériau de recouvrement, du débit et de la composition du biogaz et des paramètres climatiques : la température a un impact sur les réactions biochimiques et biologiques (Czepiel et al. 1996). En plus, l'augmentation du degré de saturation du sol implique une diminution du transport par voie gazeuse (Boeckx et al. 1996). Quant à l'augmentation de la pression atmosphérique, elle favorise l'oxydation en augmentant l'entrée de l'O₂ (De Visscher et al. 1999) et le substrat doit avoir une forte teneur en matière organique et en nutriments (Streese et Stegmann, 2003).

Dans le cadre d'un projet multidisciplinaire, 3 BOPMs ont été construites sur un site d'enfouissement à Saint Nicéphore au Québec (Canada). Ce projet considère les aspects géotechnique, hydraulique, physico-chimique, environnemental, climatique et microbiologique dans le but d'évaluer l'efficacité de ces recouvrements dans des conditions réelles de terrain.

Le but du projet de Saint Nicéphore a été de :

- développer et optimiser un recouvrement de site d'enfouissement offrant les conditions idéales pour le développement des micro-organismes. Ce recouvrement doit être fonctionnel et efficace durant toute la phase qui suit la fermeture du site, soit jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de production de CH₄. Il doit aussi remplir son rôle d'élément de contrôle des infiltrations et sa pente doit être stable;
- intégrer les aspects géotechniques/édaphiques, hydrauliques et microbiologiques (Figure 1-1) dans le but de comprendre les mécanismes de fonctionnement des BOPM, d'évaluer son efficacité à oxyder le CH₄ ou d'identifier les paramètres la régissant.

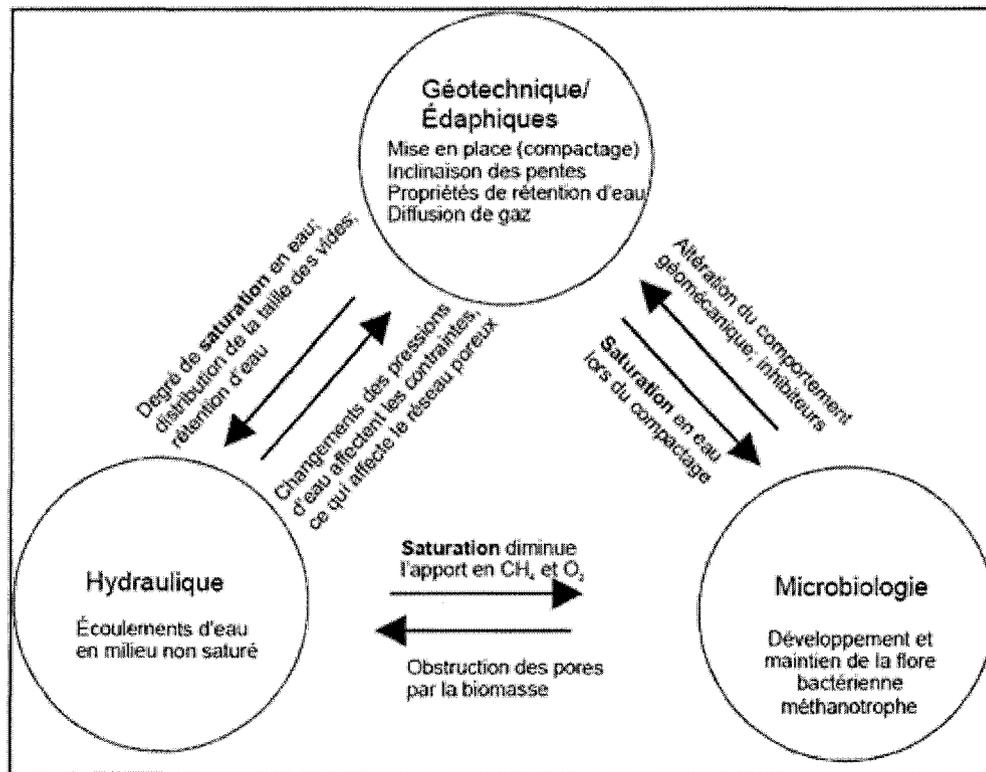


Figure 1-1 - Principaux aspects affectant l'efficacité d'une BOPM et leurs interactions

1.2 Objectifs et méthodologie

Dans le cadre du projet multidisciplinaire mentionné précédemment, l'objectif principal de ce projet de maîtrise a été d'évaluer l'efficacité des BOPMs à oxyder le CH_4 et plus précisément :

- D'analyser une méthode de calcul d'efficacité des BOPMs à oxyder le CH_4 basée seulement sur des profils de gaz, en d'autres mots, en absence de données sur les flux de biogaz entrant;
- D'observer l'effet des changements climatiques sur le comportement des BOPMs pendant une longue période avec un pas d'échantillonnage de l'ordre d'une semaine;
- D'analyser de l'effet de l'alternance jour/nuit sur l'efficacité lors de cycles très courts (24 et 52 heures en continu) avec un pas d'échantillonnage de trois heures;

1.3 Organisation du mémoire

Pour répondre à ces objectifs, une revue de la littérature est d'abord proposée. Dans un premier temps, l'importance du méthane comme gaz à effet de serre est présentée. Ensuite sont évoqués les phénomènes de migration des gaz à travers un milieu poreux non saturé, ainsi que le phénomène d'oxydation du méthane et les facteurs qui l'influencent. La littérature pertinente sur les bio-recouvrements comme solution aux émissions fugitives de méthane des sites d'enfouissement est ensuite présentée avant de terminer cette revue de littérature par une énumération des méthodes de calcul d'efficacité et des techniques de mesures des flux surfaciques.

Ensuite, une partie de ce mémoire est consacrée au matériel et aux méthodes utilisées avec la description des BOPMs construits sur le site d'enfouissement de Saint-Nicéphore, du matériel utilisé, des essais de laboratoire, des techniques développées et enfin des outils statistiques utilisés.

Le dernier chapitre présente une méthode de calcul d'efficacité des BOPMs à oxyder le CH_4 , une comparaison entre les efficacités de 2 BOPMs de porosités différentes, une évaluation des BOPMs pendant différents cycles d'échantillonnage et, finalement, une étude sur l'importance de la croûte superficielle sur l'efficacité de la BOPM. La méthode de calcul d'efficacité présente quelques limitations liées à la respiration des organismes présents dans le sol, ce qui surestime la quantité de l'oxygène qui a participé à l'oxydation ainsi que l'efficacité des BOPMs, une discussion y est abordée. À la fin de ce chapitre, des résultats d'essais au laboratoire de perméabilité à l'air et des courbes de rétention en eau y sont brièvement présentés. Les essais de perméabilité ont surtout servi à un étudiant à la maîtrise, David Rannaud, lors des simulations du transport de gaz dans les sites d'enfouissement. Quant aux courbes de rétention, réalisées par un étudiant à la maîtrise collaborateur dans ce projet, Jonathan Lafond, elles ont été utilisées pour la conversion des données de succion en teneur en eau aux endroits où les sondes de teneur en eau ont été défectueuses.

Enfin, dans la partie Conclusion et recommandation, les principaux résultats de ce travail sont succinctement révisés et les acquis personnels durant ce projet sont énumérés. Une discussion met en évidence les limites rencontrées ainsi que les améliorations futures possibles.

2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La Figure 2-1 présente l'organigramme de la partie Revue bibliographique. L'effet du méthane comme gaz à effet de serre sera évoqué. Ensuite, les émissions fugitives des sites d'enfouissement seront mises en perspectives comme une importante source de méthane anthropogénique. Dans la partie sur le transport de gaz dans le sol, l'oxydation y sera abordée parmi les procédés de dégradation. La solution d'atténuation des émissions fugitives de méthane par les bio-recouvrements d'oxydation passives sera discutée. Pour terminer, quelques techniques de calcul d'oxydation et de flux surfaciques seront citées.

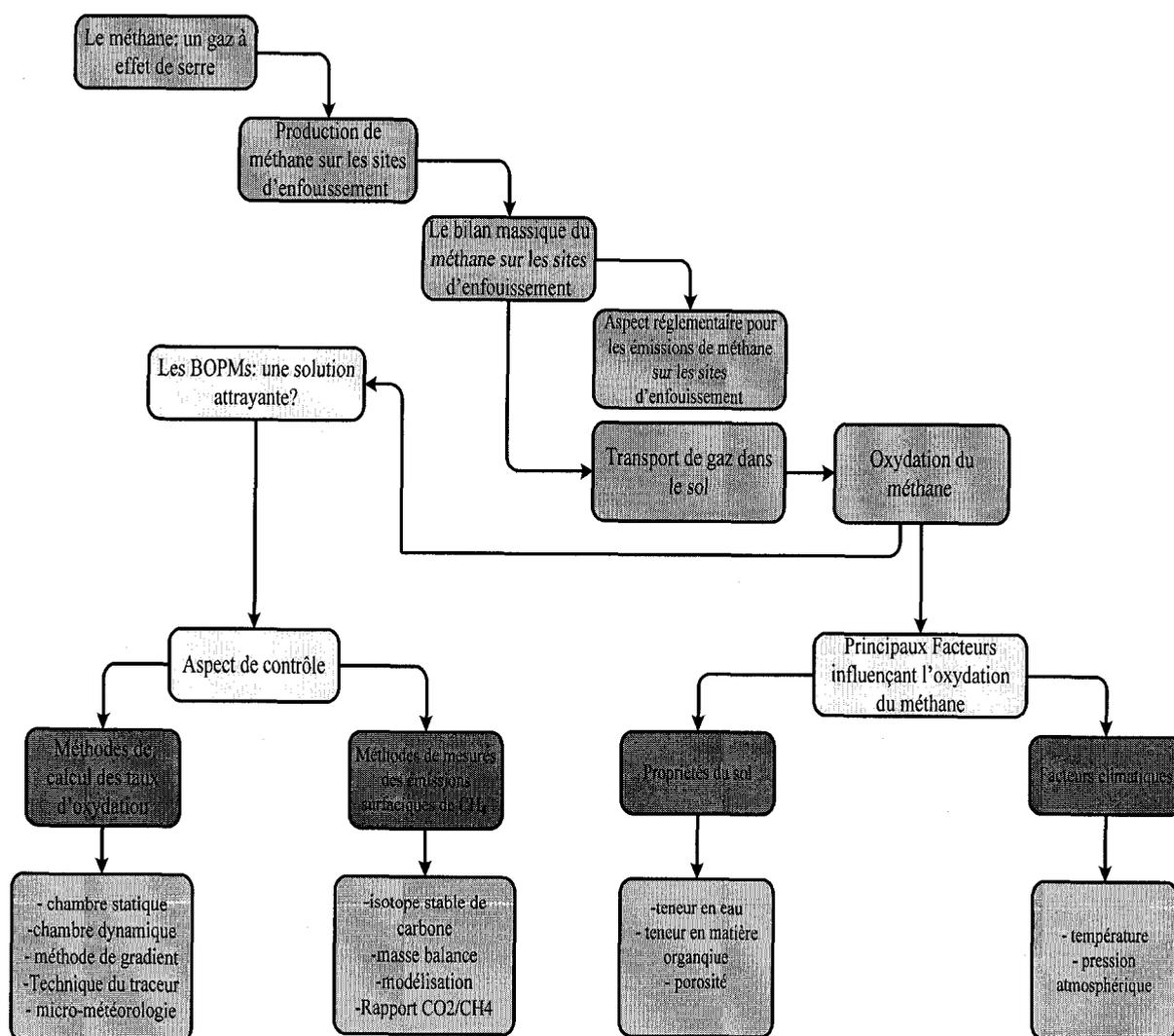


Figure 2-1 - Organigramme de la revue bibliographique

2.1 Le méthane : un gaz à effet de serre

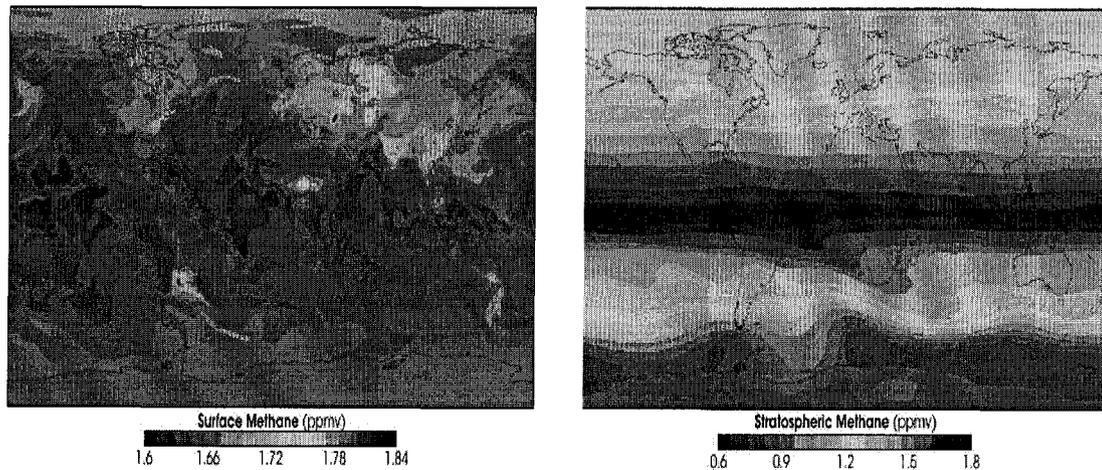


Figure 2-2 - Analyse par satellite montrant les concentrations de méthane (parties par million en volume) en surface et dans la stratosphère.

Le méthane est un gaz à effet de serre. Il absorbe une partie du rayonnement infrarouge émis par la Terre et l'empêche ainsi de s'échapper vers l'espace. De plus, il participe indirectement à l'effet de serre en diminuant la capacité de l'atmosphère à oxyder d'autres gaz à effet de serre. Le méthane est produit près de la surface et est retenu dans la stratosphère (Figure 2-2). Son influence sur le climat est très préoccupante. Une molécule de méthane a un potentiel de réchauffement 25 fois plus qu'une molécule de dioxyde de carbone sur une période de 100 ans selon le rapport de 2007 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC).

Selon Dessus et Bernard (2002), Les calculs d'équivalence sont effectués de façon très approximative, ce qui contribue à sous-estimer l'impact du méthane. Il est ainsi couramment admis que l'émission d'une tonne de méthane dans l'atmosphère a le même effet que 21 tonnes de CO₂ (selon les calculs d'équivalence de 2002). Sauf que cette équivalence n'est valable que sur une période de cent ans. Le temps de vie du méthane dans l'atmosphère étant beaucoup plus faible que celui du CO₂, son impact climatique est d'autant plus élevé que la période de référence choisie est courte. Par exemple : à l'horizon 2050, date à laquelle l'Europe veut

réduire de 50 % ses émissions de gaz à effet de serre par rapport à 1990, le «pouvoir de réchauffement global» du méthane n'est plus égal à 21 mais à 49. Et à cinq ans, une tonne de méthane fait autant de dégâts que 101 tonnes de CO₂ ! Conclusion : l'Europe ne pourra pas atteindre son objectif si elle n'intègre pas le méthane dans son programme de réduction d'émissions et si elle persiste à lui appliquer un coefficient d'équivalence inadapté

Au fil des années, le taux de méthane dans l'atmosphère a varié comme la température. La concentration de méthane a augmenté d'environ 150 % depuis 1750 et atteint aujourd'hui un taux inégalé dans l'histoire. Cette augmentation est principalement causée par les activités humaines. Les impacts de nos activités sur les émissions de méthane et sa concentration dans l'atmosphère se font sentir depuis 1750. Mais en 250 ans, cette concentration a été multipliée par 2,5 pour se stabiliser à 1751 ppm, en 2002, contre 700 ppm en 1750. Certains estiment que sans sa présence, la température moyenne à la surface de la Terre serait plus basse de 1,3 °C (site de techno-science).

2.2 Production de méthane sur les sites d'enfouissement

L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) estime que les émissions mondiales de méthane étaient de l'ordre de 282,6 millions de tonnes en 2000 et 13 % de ces émissions, ou 36,7 millions de tonnes, sont produites par les sites d'enfouissement (Figure 2-3).

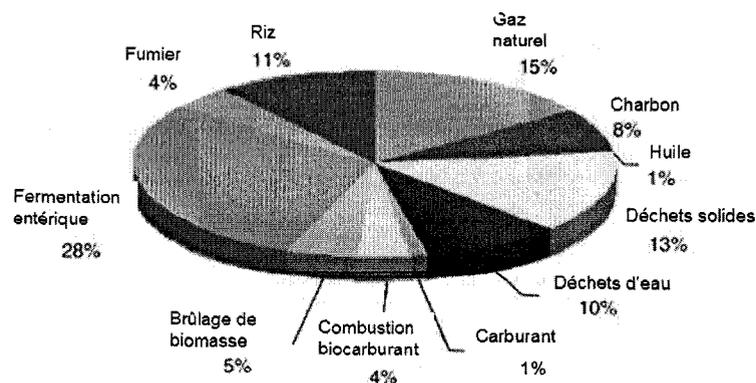


Figure 2-3 – Le total du méthane anthropogénique (adapté d'USEPA, 2000)

La quantification du méthane produit par les déchets des sites d'enfouissement est un processus. Les quantités de biogaz générées restent à présent une voie qui demande plus d'investigation. Bingemer et Crutzen (1987) ont développé une approche de bilan massique qui se base sur la conversion du carbone organique en biogaz. Augenstein et Pacey (1991) ont travaillé sur un autre modèle utilisant une approche semi-empirique. Leur modèle est basé sur des observations et des données récoltées sur des BOPMs. Bogner et al. (1997a) ont fait une étude bibliographique des taux de méthane générés. Ces taux se situent entre 0,0002 et 4000g/m³/jour. Les quantités générées peuvent varier au sein d'un même site. Tout dépend des propriétés des déchets enfouis, de leur âge, des conditions d'enfouissement et des conditions climatiques. Hilger et al. (2000) utilisent un flux de $3,25 \times 10^{-7} \text{gCH}_4/\text{cm}^2/\text{s}$ comme moyenne des flux rapportés par plusieurs auteurs (Kunz et Lu (1980); Lytwynsyshyn et al. (1982); Jones et Nedwell (1993); Bogner et Spokas (1993)). Ils prennent comme condition une hauteur de déchet de 20 mètres, l'équivalent d'un taux de production de 14,3 mètres cube de biogaz par mètre cube de déchets.

2.3 Le bilan massique du méthane sur les sites d'enfouissement

Généralement, le bilan (Figure 2-4) permettant de connaître les émissions surfaciques du méthane dans un site d'enfouissement est le suivant (Bogner et Spokas, 1993) :

$\text{CH}_4 \text{ production} = \text{CH}_4 \text{ extraction} + \text{CH}_4 \text{ émission} + \text{CH}_4 \text{ migration} + \text{CH}_4 \text{ oxydation} + \Delta \text{CH}_4 \text{ stockage}$
 (toutes les unités sont en masse/temps)

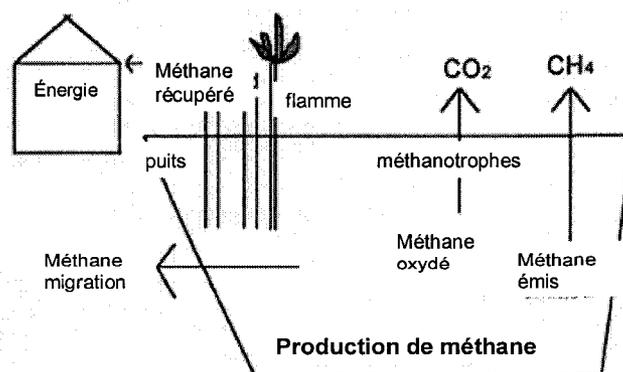


Figure 2-4- Total du bilan massique du méthane sur les sites d'enfouissement
 (adapté de Bogner et Spokas, 1993)

CH₄ production : La dégradation des matières enfouies produit des biogaz (constitués essentiellement de CH₄ et CO₂), des eaux de lixiviation et des matières inertes. Cette dégradation est, généralement, le résultat d'un ensemble de processus chimiques et biologiques. Héroux (2008) a énuméré les principaux processus chimiques rapportés par Nastev (1998) :

- l'hydrolyse;
- la dissolution dans la phase liquide et la précipitation de composés dissous;
- la vaporisation de l'eau et de composés chimiques dans l'atmosphère;
- l'adsorption et la désorption, sur les solides, de composés organiques volatils et semi-volatils;
- les réactions d'échanges ioniques entre les diverses composantes des déchets.

Quant aux processus biologiques, il existe 2 décompositions : la décomposition aérobie (intégration de l'air lors de l'enfouissement) et la décomposition anaérobie (après consommation de tout l'air présent dans les déchets)

CH₄ extraction : plusieurs sites d'enfouissement sont équipés d'un système d'extraction du méthane produit. Ainsi, ce gaz est souvent utilisé comme source d'énergie (Willumsen, 1996). Dans certains cas, le méthane extrait est brûlé et converti en CO₂. La quantité de biogaz extraite dépend du nombre de puits de captage et de leur efficacité. Aux États Unis, par exemple, 1 seul puit de captage est installé pour chaque bloc de 4000 m² de site d'enfouissement. Themelis et al. (2006) ont travaillé sur les sites d'enfouissement de Californie. Ils ont trouvé que les puits captaient, en moyenne, 43 Nm³ par tonne de déchets, ce qui représente 34 % du total de méthane produit. Par contre, 82 Nm³ par tonne de déchets ne sont pas captés par ces puits.

CH₄ émission : les sites d'enfouissement représentent environ 38 % des émissions totales de méthane au Canada. Sa concentration dans l'atmosphère a doublé par rapport au siècle dernier, et ne cesse d'augmenter (Wuebbles et al. 2002). Les émissions annuelles de méthane, estimées à partir des analyses de gaz faites sur des carottes de glace, étaient de 180 Tg/an

durant les 15 derniers siècles ($1\text{Tg}=10^{12}\text{g}$) et de 200 Tg/an au début du 18^e siècle. Les récentes estimations du GIEC sont aux alentours de 300 Tg en 2000, et entre 400 et 600 Tg en 2010 (Le Mer et Roger 2001).

CH₄ migration et CH₄ oxydation : les principaux mécanismes de migration du méthane sur les sites d'enfouissement sont la diffusion et l'advection. Dans les chapitres 2.5 et 2.6, ces deux mécanismes et l'oxydation vont être détaillés.

ΔCH₄ stockage : le méthane peut temporairement rester emprisonné dans le recouvrement du site d'enfouissement. Par exemple, à de grands taux de saturation, le méthane peut être bloqué, ce qui fait augmenter la pression des gaz résultants des grandes émissions surfaciques lors de leur libération, ou bien l'augmentation de la pression atmosphérique peut contrer le flux ascendant de méthane.

2.4 Aspect réglementaire pour les émissions de méthane sur les sites d'enfouissement

Au Canada, la responsabilité de la gestion des déchets solides municipaux est partagée par le gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux/territoriaux, et les gouvernements municipaux. Les administrations municipales sont responsables de la collecte, du réacheminement (recyclage et compostage) et de l'élimination des déchets solides municipaux, alors que les gouvernements provinciaux et territoriaux sont chargés des activités liées aux approbations, à l'octroi de permis et à la surveillance. Le gouvernement fédéral se charge, quant à lui, des questions relatives au développement durable, aux substances toxiques, aux mouvements internationaux, aux terres et aux opérations fédérales, aux émissions à l'air, incluant les gaz à effet de serre, et à l'aide financière fédérale. Les réglementations qui traitent des sites d'enfouissements varient donc d'une province à une autre. Présentement, seulement quatre provinces ont une réglementation dans ce domaine : le Québec, l'Ontario, la Colombie-Britannique et l'Alberta. Les autres provinces canadiennes n'ont présentement pas de règlements spécifiques aux émissions de biogaz des sites d'enfouissement.

Au Québec, les sites d'enfouissement sont soumis à des normes sévères pour ce qui concerne l'environnement. Les articles du décret 451-2005 du 11 mai 2005 de la loi sur la qualité de l'environnement et qui traite du méthane sur les sites d'enfouissement se trouvent en annexe.

2.5 Transport de gaz dans le sol

Le cadre conceptuel de la migration des gaz dans les sites d'enfouissement est schématisé sur la Figure 2-5 .

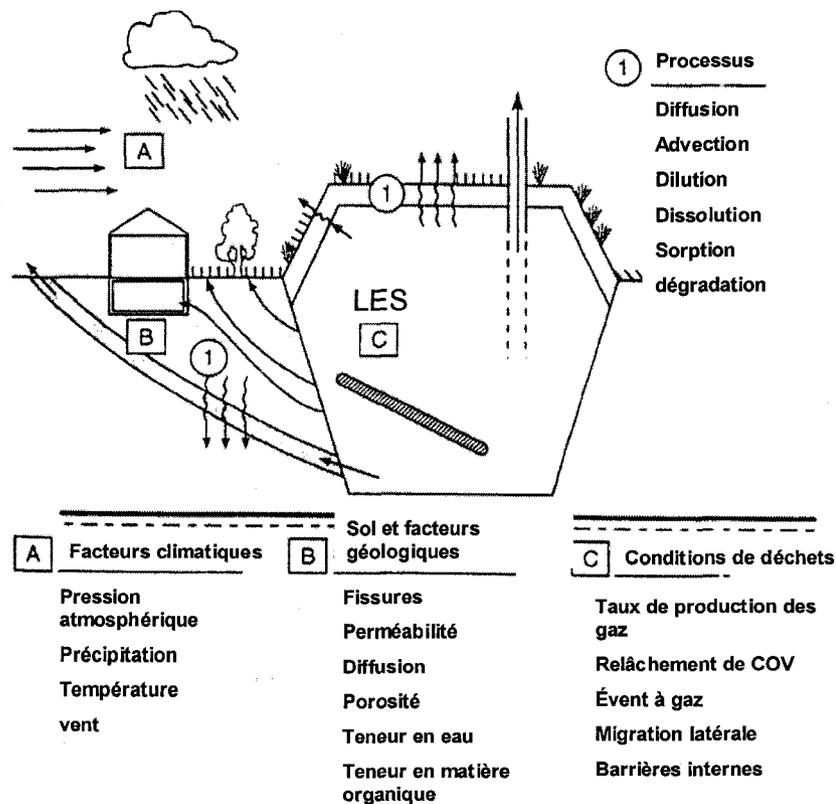


Figure 2-5 -Migration des gaz et facteurs influençants sur les sites d'enfouissement (adapté de Kjeldsen, 1994)

Cette figure montre la direction du transport de gaz, les procédés gouvernant la migration des gaz et les facteurs influençant. Kjeldsen (1994) a divisé les procédés en 2 parties :

a. procédés de transport :

- diffusion

- advection
 - dilution
- b. procédés de source :
- la dilution des gaz dans l'eau
 - la sorption par les particules de sol
 - les procédés de dégradation : oxydation (le plus important)

Quant aux facteurs influençant, ils ont été divisés en 3 parties :

- a. conditions météorologiques
- b. conditions du sol
- c. conditions des déchets et du site d'enfouissement

Plusieurs études ont démontré que la diffusion et l'advection sont les plus importants processus de migration de gaz dans le sol (Ghabaee et Rodwell, 1989)

2.5.1 Flux diffusif

La diffusion moléculaire de gaz peut être décrite par un mouvement d'un gaz associé à la collision aléatoire de particules. Ces collisions sont plus nombreuses en concentrations élevées que basses. Les molécules ont donc tendance à se déplacer d'une zone de haute concentration vers une zone de basse concentration de ce gaz. Les molécules de gaz peuvent seulement diffuser dans la partie poreuse du sol, c'est-à-dire dans la partie liquide ou gazeuse du sol. La diffusion des gaz dans la phase liquide est d'environ 10 000 fois plus lente que celle dans la phase gazeuse du sol. Pour cette raison, on calcule généralement la diffusion moléculaire du gaz uniquement dans la phase gazeuse. Le flux gazeux causé par la diffusion se calcule à partir du coefficient de diffusion et du gradient de concentration selon les lois de Fick. La 1^{ère} loi de Fick assume un régime permanent (les concentrations entre les deux points sont constantes) (Bird et al, 2001).

L'équation de cette loi est la suivante :

$$J_D = -D_s \frac{\partial C}{\partial z} \text{ (Équation 2.1)}$$

J_D est le flux de gaz en $g/m^2/s$;

D_S est le coefficient de diffusion ou bien la diffusivité dans le sol en m^2/s ;

C est la concentration du gaz étudié en g/m^3 ;

z est la distance le long de la ligne de transfert en mètre.

Pour déterminer le D_S , on détermine le rapport D_S/D_o , D_o étant le coefficient de diffusion du méthane dans l'air (voir Tableau 2.1).

Le coefficient de diffusion n'est pas toujours constant pour un gaz donné. Il est fonction de la pression et de la température. Dans les conditions normales de pressions atmosphériques, la dépendance à la pression est insignifiante. Par contre pour la température, le coefficient est calculé par la relation suivante (Lagerkvist, 1986) :

$$D_o = (D_o)_{273K} (T/273)^{1.75} \quad (\text{Équation 2.2})$$

Où $(D_o)_{273K}$ est le coefficient de diffusion dans l'air à la température de 273K (0°C) et T est la température du gaz (K)

Lagerkvist (1986) a calculé les D_o pour certains gaz à 20°C (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 - Le coefficient de diffusion dans l'air de quelques gaz qui se trouvent sur les sites d'enfouissement

gaz	D_o (m^2/s)
CH ₄	2.0×10^{-5}
CO ₂	1.5×10^{-5}
O ₂	2.2×10^{-5}
N ₂	2.2×10^{-5}
H ₂	8.2×10^{-2}

Maintenant, pour déterminer le rapport D_S/D_o , plusieurs relations empiriques ont été proposées dans la littérature. Le Tableau 2.2 en présente quelques modèles.

Tableau 2.2 - Modèles empiriques pour déterminer le coefficient de diffusion (f = porosité totale, θ_a = la teneur en air du sol)

Modèles empiriques	D_s/D_0
Penman (1940)	$0,66 \theta_a$
Blake et Page (1948)	$a \theta_a$, avec $0,62 \leq a \leq 0,8$
Van Bavel (1952)	$0.61 \theta_a$
Marshall (1959)	$\theta_a^{7/2} / f$
Millington (1959)	$(\theta_a / f)^2 \theta_a^{4/3}$
Wesseling (1962)	$0,9 \theta_a - 0,1$
Currie (1960)	$f^{1,5} \theta_a^4$
Lai (1976)	$(f * \theta_a)^{5/3}$

En comparaison, le coefficient de diffusion de méthane dans l'eau est de $1,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ce qui est 10^4 fois plus faible que la diffusion dans l'air.

2.5.2 Flux convectif

Le mouvement convectif est engendré par la différence de pression totale entre deux points. Ce phénomène peut être causé par plusieurs phénomènes comme la différence de température, un blocage de l'air par un mouvement de l'eau, un remplacement de l'eau perdue par évapotranspiration.

Ce mouvement est décrit par la loi de Darcy :

$$J_c = -C \frac{k_a}{\mu} \frac{\partial P}{\partial x} \quad (\text{Équation 2.3})$$

J_c est le flux advectif en $\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$;

C , la concentration du gaz en g/m^3 ;

k_a , la perméabilité intrinsèque du sol à l'air en m^2 ;

μ est la viscosité du gaz en N.s/m²;

et $\frac{\partial P}{\partial x}$, le gradient de pression en N/m³.

Pour le calcul du coefficient de perméabilité k_a , on peut utiliser l'équation de Corey (1986) :

$$k_a = \frac{\eta_a VL}{tA\phi_1 gh} * 10^8 \text{ (Équation 2.4)}$$

η_a représente la viscosité de l'air à la température du laboratoire en poises
(1 poise = 0,1 kg/m/s);

V , le volume du savon déplacé en cm³;

L , la hauteur de l'échantillon en centimètre;

t , le temps de déplacement de la bulle de savon entre deux points connus en seconde;

A , l'aire de l'échantillon perpendiculaire au passage de l'air en cm²;

ϕ_1 représente la masse volumique du manomètre g/cm³;

g , l'accélération de la pesanteur dynes/g (1 dyne = 1 g.cm/s²);

et h la hauteur du liquide déplacé dans le manomètre cm.

Le méthodologie pour calculer ce coefficient utilisé va être décrit dans le sous-chapitre 3.4.1

2.6 Oxydation du méthane

Les bactéries méthanotrophes, qui existent dans les bio-recouvrement, peuvent oxyder le CH₄ émis par ces sites (Humer et Lechner, 2001; Gebert et Gröngröft, 2006a). L'oxydation se déroule selon la réaction suivante (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) (Haber et al, 1983) :

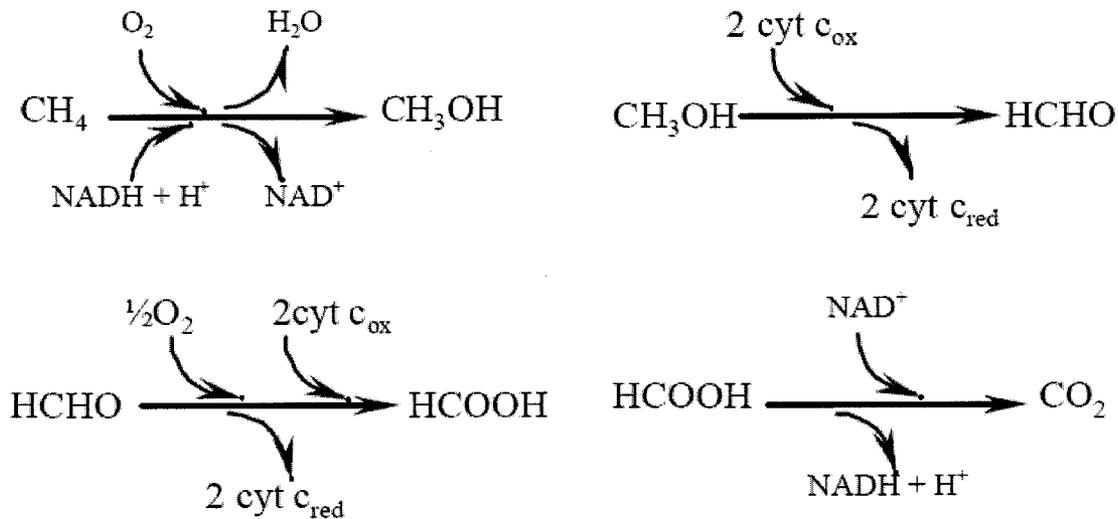


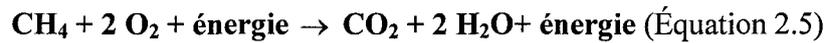
Figure 2-6- Équation de l'oxydation du CH_4

Les bactéries méthanotrophes possèdent une enzyme appelée méthane monooxygénase (MMO). Cette enzyme peut exister sous forme soluble (MMOs) et sous forme particulaire membranaire (MMOp) (Lidstrom 1992). La MMOp est plus fréquemment étudiée, elle est présente chez la plupart des méthanotrophes.

L'enzyme MMO a une large spécificité, elle est capable d'oxyder une grande variété de molécules aliphatiques, aromatiques, hydrocarbures halogénés, molécules à chaîne simple et à chaîne ramifiée. Cette large spécificité de la MMO peut limiter l'oxydation du CH_4 en milieu complexe et compétiteur. Étant une enzyme oxygénase, la MMO catalyse la réaction de l'oxydation du CH_4 . Elle permet l'incorporation d'un atome d'oxygène dans la molécule du méthane et le transforme en méthanol (CH_3OH) puis en formaldéhyde (HCHO) (Hilger and Humer 2003). Le formaldéhyde est un composé important pour la biosynthèse des bactéries méthanotrophes (définition du projet de recherche de Samah Ait Benichou, 2006).

Les bactéries méthanotrophes assimilent le carbone sous forme de formaldéhyde (HCHO) ou en dioxyde de carbone (CO_2) à travers les cycles cellulaires : cycle du ribosome mono phosphate (RuMp) et le cycle de serine.

Kjeldsen (1996) propose l'équation simplifiée suivante :



Au cours de son transport à travers le bio-recouvrement, il se produit, en présence d'oxygène, une oxydation du CH₄ par les bactéries méthanotrophes. Il en résulte une production d'eau, de CO₂ et de biomasse bactérienne. La capacité de ces bactéries à oxyder les émissions fugitives dépend des propriétés physiques et chimiques du matériau de recouvrement (Christophersen et al. 2000), du débit et de la composition du biogaz (Visscher et al. 2001), et des paramètres climatiques tels que la pression atmosphérique, les précipitations et la température (Dunfield et al. 1993; Boeckx et al. 1996).

Il apparaît donc que l'oxydation du CH₄ en CO₂ au sein d'une BOPM constitue une solution écologique pouvant contribuer à la réduction des émissions du méthane produit dans les sites d'enfouissement. Pour mieux comprendre ce processus, il faut connaître les facteurs qui l'influencent.

2.7 Principaux facteurs influençant l'oxydation du méthane

2.7.1 Propriétés du sol

Teneur en eau

La teneur en eau est un des facteurs les plus importants pour l'oxydation du méthane sur les sites d'enfouissement. Généralement, la teneur en eau a trois fonctions principales :

- Elle offre les conditions propices à la survie des bactéries méthanotrophes.
- Elle affecte la pénétration de l'oxygène dans le sol; quand la teneur en eau dans le sol augmente, la pénétration de l'oxygène diminue.
- Elle influence le transport du méthane dans le sol : la présence de l'eau dans le sol remplit les pores, diminuant ainsi la teneur en air du sol. S'il y a moins d'air dans le sol, les gaz ne peuvent s'échapper et la pression des gaz dans le sol augmente. Pour s'échapper, les gaz vont choisir des chemins préférentiels, ce qui peut provoquer

l'augmentation des émissions surfaciques. Ceci est à l'origine des *hots-spots* (Boeckx et al, 1996).

Plusieurs chercheurs se sont penchés sur l'influence de la teneur en eau sur les taux d'oxydation. Ils ont démontré que chaque sol a sa teneur en eau optimale. La teneur en eau optimale sera différente selon le type de sol, la température et les conditions environnementales. Des auteurs (Boeckx et al, 1996; Czepiel et al, 1996; Christophersen et al, 2000) ont situé cette teneur en eau entre 15,6 et 18,8 % ($g_{\text{eau}}/g_{\text{sol}}$). D'autres l'ont fixé entre 10 et 20 % (Whalen et al, 1990; Visvanathan et al, 1999)

Teneur en matière organique

Christophersen et al (2000) ont constaté que, généralement, les taux d'oxydation augmentent avec l'augmentation de la teneur du sol en matière organique. Les recouvrements riches en matières organiques, comme le compost, ont montré une grande efficacité comme biorecouvrements d'oxydation passive de méthane (Humer et Lechner, 2002). En plus de l'apport des nutriments pour les bactéries méthanotrophes, ils offrent un milieu avec une porosité plus grande pour l'oxydation. Dans des conditions environnementales appropriées de température et de teneur en eau, les bactéries sont capables d'éliminer toutes les émissions fugitives de méthane des sites d'enfouissement. Les sols des anciens sites d'enfouissement qui ont été longuement exposés aux émissions de méthane ont des taux d'oxydation plus élevés que les sites récemment construits (Nozhevnikova et al, 1993; Visvanathan et al, 1999). Ceci est causé par l'augmentation de la population méthanotrophe lorsque la matière organique réagit avec le méthane.

Porosité

La porosité du sol influence directement la pénétration de l'oxygène. Borjesson et al (2004) ont trouvé une relation significative entre l'oxydation du méthane et la distribution de la taille des particules. Hummer et al (1999) ont observé que les sols avec une porosité adéquate retiennent plus longtemps le méthane et l'oxygène dans le recouvrement, ce qui implique de meilleurs taux d'oxydation.

Dans la plupart des sites d'enfouissement, les déchets sont recouverts par une couche de faible perméabilité comme l'argile. Pendant les saisons de pluies, cette couche devient vite saturée en eau ou bien elle se fissure pendant les périodes de sécheresse. Dans les deux cas, il se créera des chemins préférentiels, ce qui réduit significativement l'efficacité du recouvrement à oxyder méthane et qui fait augmenter les émissions fugitives.

2.7.2 Facteurs climatiques

Température

La température au sein du BOPM a un impact sur les réactions biochimiques, telle que l'oxydation biologique du CH_4 par les bactéries méthanotrophes. Visscher et al (2001) ont constaté que, typiquement, les taux d'oxydation s'accroissent avec l'augmentation de la température. Il a été rapporté que la température compte pour 85 % des variations des taux d'oxydation (Borjesson et Svensson, 1997). Comme pour la teneur en eau, il existe une plage de température optimale pour l'oxydation dépendamment des microorganismes présents. Czepiel et al (1996) ont remarqué que les taux d'oxydation s'accroissaient significativement avec l'augmentation de la température jusqu'à 36°C. Par contre, à 45°C, aucune oxydation ne se produisait. L'influence de la température peut aussi être observée pendant le temps de latence des tests d'incubation (Bender et Conrad, 1995). Ce temps de latence et la température sont proportionnellement opposés. Généralement, les essais ont situé les températures optimales d'oxydation entre 20 et 30°C (Nesbit, 1992; Boeckx et Cleemput, 1996; Borjesson et Svensson, 1997). Boeckx et al. (1996) ont montré que la température optimale est en relation avec la teneur en eau du milieu; cette température optimale décroît avec l'augmentation de la teneur en eau. Pour quantifier l'influence de la température, les chercheurs utilisent la notion du Q10. Cette valeur représente le taux d'augmentation de l'oxydation quand la température augmente de 10°C lorsque cette dernière (température) est en dessous de sa valeur optimale.

Pression atmosphérique

Les changements de pression atmosphérique affectent le flux d'oxygène au sein du BOPM. Gebert et Groengroeft (2006b) ont remarqué une augmentation de la quantité de l' O_2 dans leur

biofiltre avec chaque augmentation de la pression atmosphérique. Czepiel et al. (1996b) ont trouvé que l'oxydation décroît très rapidement pour des concentrations d'oxygène en dessous de 3 %. De plus, Gebert et al. (2003) ont démontré que l'oxydation du CH₄ commence quand la concentration de l'oxygène est au-dessus de 1,7 à 2,6 %.

Quant à l'influence de la pression atmosphérique sur les émissions surfaciques de méthane, les auteurs divergent; Czepiel et al (2003) ont trouvé une forte corrélation négative entre les émissions et les changements de la pression atmosphérique. Quant à Borjesson et Svensson (1997), ils n'ont pas trouvé de relation entre ces 2 paramètres lors de leur saison d'échantillonnage.

2.8 Les BOPMs: une solution attrayante?

La récupération du méthane avec un système de captage est un procédé qui offre des avantages économiques et écologiques.

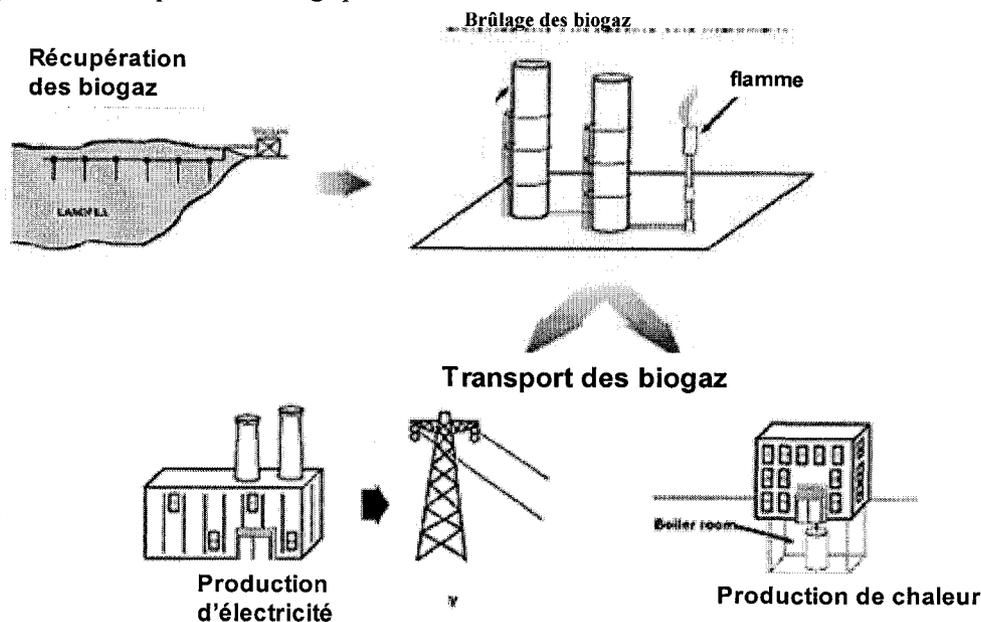


Figure 2-7 - Mode d'utilisation des biogaz récoltés

D'après la Figure 2-7, le méthane récolté peut être converti soit en énergie électrique brûlage ou en énergie thermique. Bogner et al. (1993) ont remarqué, lors de leurs mesures, que les émissions de méthane ont été réduites d'un facteur de trois à côté des puits de captage. Mosher

et al (1999) ont mesuré des émissions de méthane de 75 à 90 % plus faible après l'installation d'un système de captage. Ceci dit, Humer (1999) a démontré que seulement 40 à 60 % des biogaz peuvent être capté par un système de captage. Malgré les coûts élevés d'installation et de maintenance de ce système, surtout pour les petits sites, une grande partie du méthane s'échappe vers l'atmosphère, contribuant ainsi davantage au réchauffement planétaire.

L'installation de bio-recouvrements d'oxydation passive de méthane représente donc une solution théoriquement intéressante. Ce sont des recouvrements installés sur les sites d'enfouissement qui pourraient offrir les conditions propices au développement de la population bactérienne responsable de l'oxydation du méthane. Ces recouvrements sont généralement constitués de 2 parties (Figure 2.8) :

1. une couche de matériau grossier pour uniformiser la distribution des flux de méthane;
2. une couche favorable à la croissance des bactéries méthanotrophes.

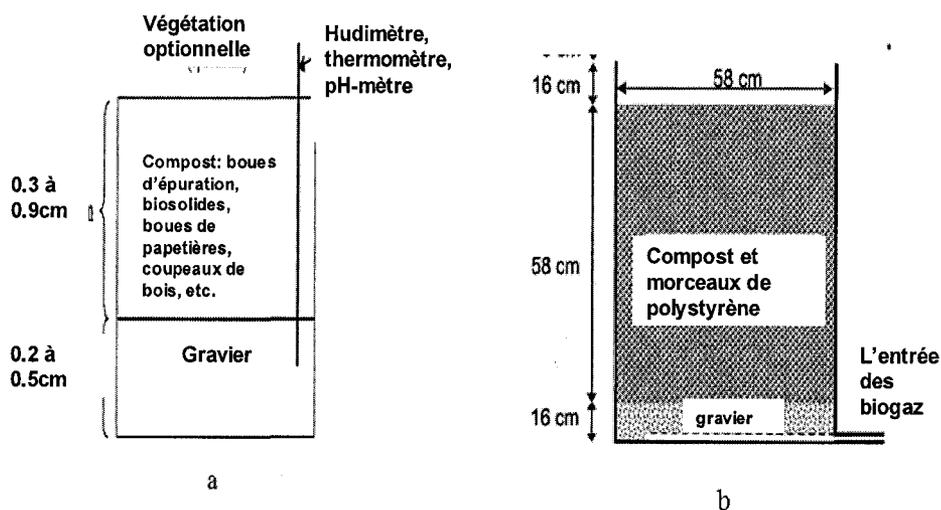


Figure 2-8 - (a)- Structure de recouvrement et matériaux candidats pour l'atténuation des émissions de méthane (Boutin, 2003); (b) - Biofiltre de compost (Powelson et Abichou, 2006)

Avec des recouvrements traditionnels constitués généralement d'argile, l'efficacité maximale qu'on peut atteindre est de l'ordre de 10% (He et al. 2007). Le rapport 2007 du GIEC cite cette technologie comme une alternative pour diminuer les émissions surfaciques de méthane des sites d'enfouissement. C'est une technologie avantageuse étant donné le faible coût

d'opération et d'installation et la quasi-absence de frais de maintenance. De plus, elles présentent une nouvelle avenue de la valorisation de l'industrie du compostage, vu que c'est un matériau qui offre les conditions favorables au développement des bactéries méthanotrophes (nutriments et porosité) (Benson et Othman 1993). Les BOPMs peuvent être utilisés pour renforcer les sites d'enfouissement qui sont munis de puits de captage ou pour atténuer les flux de méthane émis des petits sites sans puits de captage.

La littérature abonde en articles de chercheurs qui ont étudié le phénomène de l'oxydation (Tableau 2.3). Les taux d'oxydation observés sont variables selon le type de recouvrement, la localisation et les caractéristiques du site d'enfouissement, la période et la technique de mesure.

Tableau 2.3 - Quelques exemples tirés de la littérature sur l'oxydation des sites d'enfouissements (adaptés des données du groupe CLEAR (*Consortium for Landfill Emissions Abatement Research*))

Localisation sur le site	Texture et épaisseur du recouvrement	Moyenne des taux d'émission de CH ₄	Moyenne des taux d'oxydation du CH ₄		Référence
		g CH ₄ m ² d ⁻¹	g CH ₄ m ² d ⁻¹	%	
Leon County, Floride, États-Unis	15 cm de recouvrement argileux sableux non végétalisé	54 (76)		14	Abichou et al, (2006a)
	45 cm de recouvrement loam argileux végétalisé	22 (88)		25.2	
Leon County, Floride, États-Unis	30 à 60 cm de recouvrement, terrain plat	167 (62)		19.5	Abichou et al, (2006b)
	45 cm de recouvrement, terrain avec pente	9 (18)		26.6	
	15 à 30 cm de recouvrement, terrain plat	87 (28)		14.4	
	45 cm de recouvrement, terrain avec pente	25 (112)		25.2	
Montreuil sur Barse: BOPM AS	1,54 mètre de recouvrement total, géo drain, 1 m d'argile compactée	19970	830	4	1) Diot M., Spokas K, Bogner J., Moreau le Golvan Y, Guerbois M, (2001) 2) Diot M., Spok
		814	30	4	
		40020	1670	4	
		1210	50	4	
Montreuil sur Barse: BOPM BS	0,5 mètre de recouvrement total 0,3 mètre de végétation, 0,2 mètre de recouvrement de bentonite géo composite synthétique	60300	2510	4	
		2690	110	4	
		70180	2920	4	
Grand'Landes	2,1 mètre de	4820	200	4	
		93000	93000	50	

site: BOPM 25a	recouvrement total 0,8 mètre de sol de surface, 1mètre d'argile compactée	10	10	50	
Grand'Landes site: BOPM 25b	1,3 mètre de recouvrement total 0,7 mètre d'argile compactée, géomembrane, couche de gravier	41300	4000		
		6200	4000		
Lapouyade site: BOPM I	0,5mètre de surface de sol sur 1mètre d'argile compactée	26000	4600	15	
		56000	9800	15	
		103250	51000	33	
		140700	70000	33	
Lapouyade site: BOPM A10	recouvrement temporaire, sable argileux	253000	44600	15	
		425000	75100	15	
Lapouyade site: BOPM A8	recouvrement temporaire, sable argileux	15000	2700	15	
		722000	28500	3.8	
		287000	11300	3.8	
Braambergen, Almere, les Pays Bas	0 à 1,3mètre de sol	36 (17)		32.5	H.Scharff et.al.)
3 ^e Merwedehaven, Dordrecht, les Pays-Bas	0 à 1mètre de sol	22,5 (602)		36	
		0 à 1mètre de sol	98,0 (995)		10
Anonymes 1, les Pays-Bas	0 à 1mètre de sol	86.9		25 %	Oonk en Boom (1995)
Anonymes 2, les Pays-Bas	0 à 1mètre de sol	62.2		31 %	Oonk en Boom (1995)

2.9 Méthodes de calcul des taux d'oxydation

2.9.1 Isotope stable de carbone

Récemment, les analyses isotopiques du méthane ont été utilisées pour quantifier l'oxydation du méthane dans les recouvrements des sites d'enfouissement (Bergamaschi et al. 1998; Liptay et al. 1998; Chanton et Liptay, 2000; Borjesson et al. 2001; Christophersen et al. 2001) Pendant le processus d'oxydation, les organismes vont d'abord utiliser les isotopes ^{12}C du carbone, car son « détachement » demande moins d'énergie (Barker and Fritz, 1981). Une fois cette réserve exploitée, les bactéries vont s'attaquer aux ^{13}C . Cette évolution se traduit en un constant alourdissement du CO_2 ou du CH_4 en fonction du temps. Dans le cas des bactéries méthanotrophes, celles-ci utilisent le CH_4 comme source d'énergie en produisant du CO_2 . Le résultat est un alourdissement du CH_4 restant et la production d'un CO_2 léger. C'est la méthode la plus efficace dans la mesure des taux d'oxydation.

Le pourcentage de CH_4 oxydé pendant sa migration dans le sol est calculé selon l'équation suivante (Abichou et al, 2006) :

$$f_o \% = 0.1(\delta_E - \delta_A) / (\alpha_{ox} - \alpha_{trans}) \quad (\text{Équation 2.6})$$

δ_E représente la composition isotopique du CH_4 échantillonné dans la chambre statique au début des mesures;

δ_A est la composition isotopique du CH_4 dans la zone anoxique;

α_{ox} est le facteur de la fraction isotopique;

α_{trans} est la fraction isotopique associée au transport des gaz. Cette valeur est généralement égale à 1 puisque le mouvement de gaz est dominé par l'advection (Bergamaschi et al. 1998)

2.9.2 Bilan massique

Cette méthode est basée sur les flux entrant $J_{entrant}$ et sortant $J_{sortant}$ ($\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$) de méthane dans les sites d'enfouissement. Le pourcentage de méthane oxydé est calculé avec l'équation suivante (Powelson et Chanton, 2006) :

$$f_o \% = 1 - \frac{J_{\text{sortant}}}{J_{\text{entrant}}} \quad (\text{Équation 2.7})$$

Plusieurs méthodes ont été développées pour déterminer les quantités de flux. Pour les essais contrôlés en laboratoire, le flux entrant peut être mesuré grâce à un débitmètre. Par contre, sur les sites d'enfouissement, ce flux peut être estimé avec des modèles semi-empiriques.

2.9.3 Modélisation

Les modèles numériques permettent, entre autres de prédire ou de comprendre ce qui se passe dans les couches de recouvrement. Stein et al. (2001) ont développé un modèle de calcul par éléments finis.

Ce modèle est basé sur l'équation de continuité :

$$\theta_a \frac{dC_i}{dt} = -\nabla \cdot J_i + R_i \quad (\text{Équation 2.8})$$

où Le (i) désigne l'emplacement du composé dans la matrice de calcul

C_i est la concentration du gaz i (mol/m³);

R_i représente le taux de production d'un composant (réaction chimique ou biologique);

θ_a , la porosité à l'air du sol;

J_i , le flux molaire du gaz i (mol/m²/s) est calculé selon l'équation suivante :

$$J_i = J_C + J_D \quad (\text{Équation 2.9})$$

Où J_C est le flux convectif et J_D le flux diffusif.

- R_i

Pour le calcul de R_i , on calcule au début R_{CH_4} :

$$R_{CH_4} = -V_{CH_4} * 2.78 * 10^{-10} \frac{\rho}{1+w} \quad (\text{Équation 2.10})$$

$$V_{CH_4} = V_{\max} \left(\frac{C_{CH_4}}{C_{CH_4} + K_{CH_4}} \right) * \left(\frac{C_{O_2}}{C_{O_2} + K_{O_2}} \right) \quad (\text{Équation 2.11})$$

ρ est la masse volumique du sol (kg/m³) et w la teneur en eau massique (g_{eau}/g_{sol sec}).

V_{CH_4} est le taux de consommation du méthane (nmol/h/g_{sol sec})

V_{\max} est la vitesse maximale de consommation de méthane (nmol/h/g_{sol} sec)

K_{CH_4} ou K_{CO_2} est la constante de demi-saturation (mol/m³)

Ensuite on calcule le reste de la matrice en prenant comme hypothèse que $R_{O_2} = 1,8 R_{CH_4}$; $R_{CO_2} = -0,8 R_{CH_4}$ et $R_{N_2} = 0$ (Hoeks, 1972).

2.9.4 Le rapport CO₂/CH₄

Pour cette méthode, les concentrations de CH₄ et de CO₂ sont mesurées à différentes profondeurs. Au fur et à mesure qu'on se rapproche de la surface du sol, le rapport CO₂/CH₄ augmente à cause de l'oxydation du CH₄ et de sa transformation en CO₂.

C'est une méthode cumulative puisque le calcul de l'oxydation en un point du recouvrement représente l'oxydation entre ce point et la base du recouvrement. Comme une partie du CO₂ produit est causée, en plus de l'oxydation, par la respiration de la matière organique, des mesures doivent être faites pour supprimer ces quantités. Ainsi, l'augmentation du rapport CO₂/CH₄ n'est pas causé que par l'oxydation.

L'équation utilisée est la suivante (Gebert et al. 2008) :

$$CH_{4(oxydé)} = \frac{CH_{4(0)} * \frac{CO_{2(x)}}{CH_{4(x)}} - CO_{2(0)}}{1 + \frac{CO_{2(0)}}{CH_{4(0)}}} \quad (\text{Équation 2.12})$$

$$D'où f_o \% = \frac{CH_{4(oxydé)}}{CH_{4(0)}} \quad (\text{Équation 2.13})$$

Toutes les valeurs de concentrations de CH₄ ou de CO₂ sont des concentrations volumétriques (%) et le CH₄(x) ou CO₂(x) désignent la concentration du gaz à une profondeur x en prenant comme référence la base du BOPM (x = 0). La valeur de CO₂(x) est plus haut plus on se rapproche de la surface du sol non seulement à cause de la respiration et de l'oxydation, mais par pénétration de CO₂ de la surface.

2.10 Méthodes de mesures des émissions surfaciques de CH₄

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer les flux de méthane sur les sites d'enfouissement. Voici quelques techniques citées par Scheutz et al. (2007) classées par ordre croissant de surface de mesures.

2.10.1 Les chambres statiques (Rolston, 1986)

C'est la technique la plus utilisée sur les sites d'enfouissement. Elle permet de mesurer le flux diffusif en se basant sur les variations de la concentration dans la chambre en fonction du temps. C'est la seule technique qui permet de mesurer les flux positifs et négatifs, et qui est capable de mesurer même de très faibles flux dépendamment de l'analyseur de gaz utilisé. Son utilisation est simple et adaptable aux contraintes du terrain. Les désavantages de cette technique sont qu'il faut utiliser une approche géostatique pour intégrer les points de mesures de flux à l'ensemble de la surface et qu'elle cause des perturbations à la surface du sol lors de son déploiement.

2.10.2 Les chambres dynamiques (Rolston, 1986)

La chambre dynamique, alimentée avec de l'air dont les gaz sont contrôlés, est opérée en conditions isocinétiques afin de ne pas perturber l'écoulement naturel du biogaz lors des mesures. Elle a les mêmes avantages que la chambre statique. Ces désavantages : c'est une technique qui ne peut pas mesurer les faibles flux à cause de la dilution causée par le mouvement de l'air et elle prend plus de temps pour obtenir une mesure.

2.10.3 Méthode du gradient (Glinski et Stepniewski, 1985)

Elle est basée sur les mesures de concentrations de gaz et les gradients de pression en combinaison avec les lois de Fick et de perméabilité à l'air. Cette méthode est efficace pour la distinction entre les flux diffusifs et les flux convectifs et pour connaître l'influence des variations de la pression barométrique sur le transport des gaz. La complexité de cette méthode est que c'est une technique qui nécessite un cadre tridimensionnel, d'où la difficulté de quantifier tous les paramètres du milieu (telle que la saturation). Elle ne considère pas les pertes et gains de gaz par les différentes activités dans le sol (microbes, oxydo-réduction...)

2.10.4 La technique du traceur (Czepiel et al. 1986; Tre-goures et al. 1999)

La méthode du « gaz traceur » est utilisée pour quantifier précisément les émissions de CH₄ issues des sites d'enfouissement. Cette technique permet de suivre les flux de ce gaz en conditions réelles. La méthode est basée sur le relargage dans l'air, en continu, d'un gaz traceur (N₂O ou SF₆) couplé à une analyse chromatographique en continu du gaz largué. Les inconvénients de cette technique est qu'elle n'est pas applicable pour des topographies très variables ou des vitesses de vent très élevées. De plus, les gaz traceurs utilisés sont des gaz à effet de serre et les calculs sont complexes.

2.10.5 La technique micro-météorologique (Fowler et Duyzer, 1989)

C'est une technique très répandue surtout aux Pays-Bas. Elle mesure le transfert turbulent de gaz entre la surface des sites d'enfouissement et la partie inférieure de l'atmosphère. Elle permet de connaître le global ou le nette des émissions de méthane sur le site d'enfouissement sans causer de perturbation au sol ni à la végétation. Le gros désavantage de cette technique est le coût des équipements et de la main d'œuvre spécialisée ainsi que la complexité des systèmes d'équipement et de calcul, et sur plusieurs hypothèses micro météorologiques.

3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Un organigramme des activités effectuées pendant la maîtrise est présenté à la Figure 3-1.

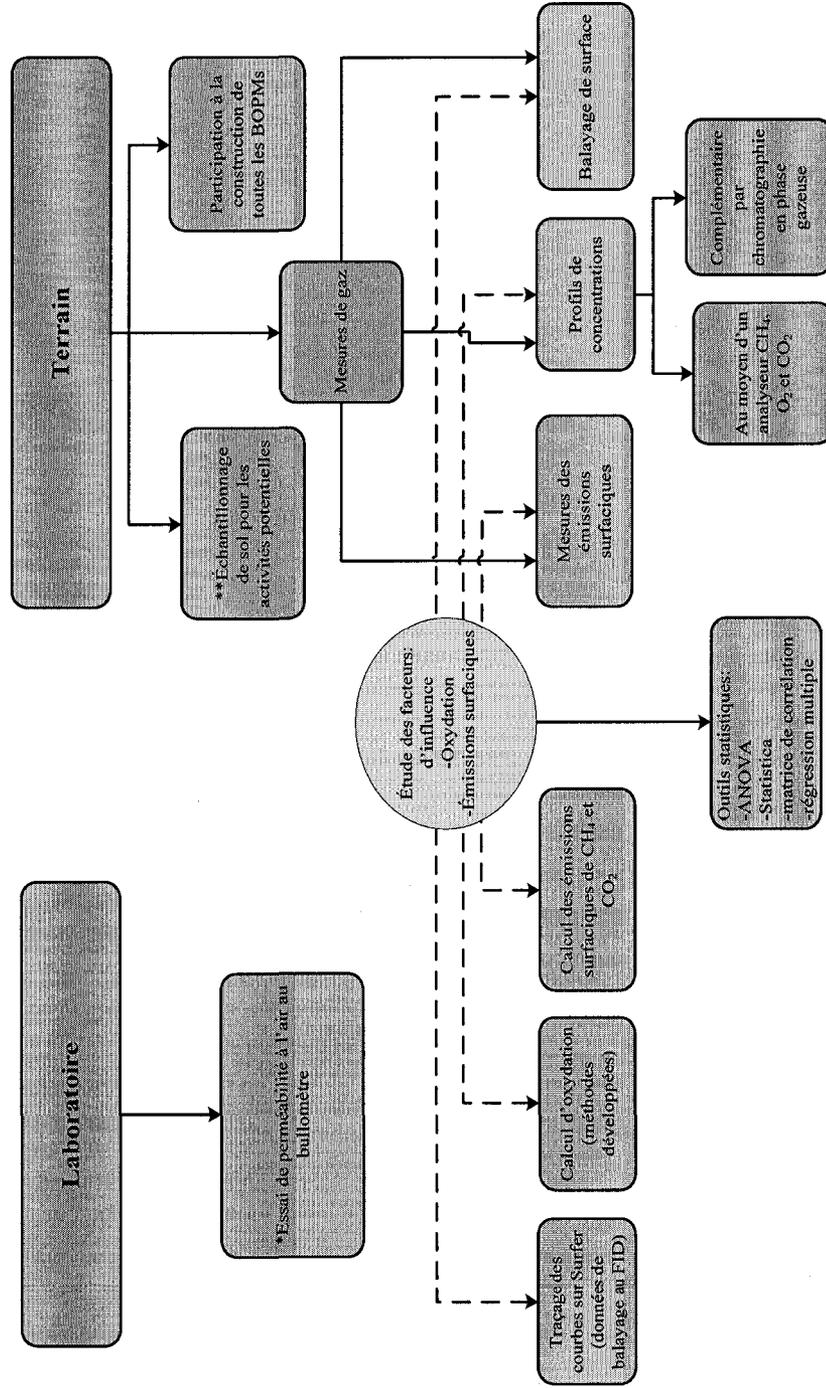


Figure 3-1 - Organigramme des activités effectuées pendant la maîtrise

L'activité potentielle est un test au laboratoire à partir duquel on détermine le taux maximal d'oxydation du méthane par les organismes d'un sol

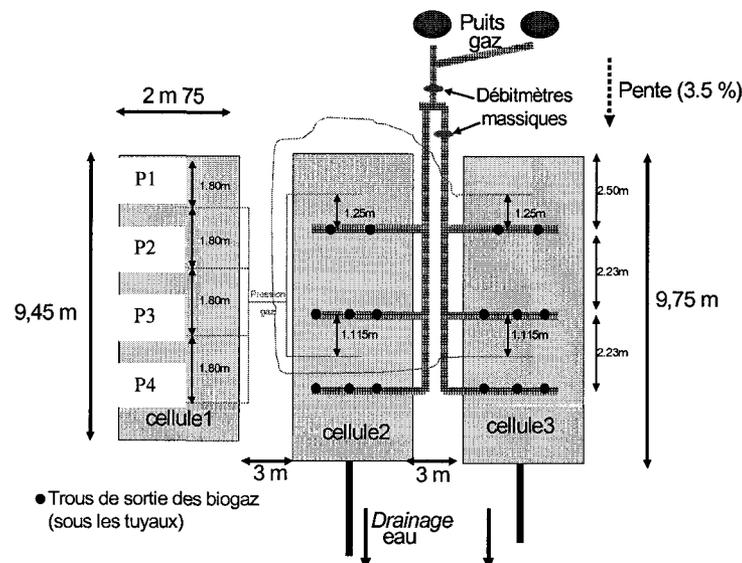
*réalisé avec la collaboration d'un membre de l'équipe

** réalisé par un membre de l'équipe

3.1 BOPMs de Saint Nicéphore

3.1.1 Les BOPMs construits en 2006

Trois BOPMs expérimentaux ont été construits pendant l'été 2006 sur un site d'enfouissement existant à Saint Nicéphore au Québec (45°32'N, 73°30'O). Ce site a reçu des déchets domestiques entre 1997 et 2002. L'épaisseur des déchets est d'environ 25 mètres. Les dimensions des BOPMs sont de 2,75 mètres de large par 9,75 mètres de long. Ils sont construits en pentes d'environ 3,5 % (Figure 3-2a). La Figure 3-2b présente les caractéristiques des trois BOPMs. Les couches des BOPMs sont constituées d'un matériau grossier comme couche inférieure pour permettre une distribution uniforme du biogaz à la couche de substrat supérieure. Les couches supérieures sont des mélanges de sable-compost, où le CH₄ est oxydé. Les proportions volumiques sont de 5 volumes de sable pour 1 volume de compost, ce qui correspond à une teneur en matière organique de l'ordre de 17,8 % (g_{m.o.} g⁻¹_{sol sec}). Le BOPM-1 est alimenté en biogaz directement par les déchets du site, par contre, les 2 autres sont équipés d'un réseau relié à un puits de biogaz. Ceci permet un contrôle du débit introduit dans le bas des BOPMs. Pour la protection contre les biogaz qui proviennent des déchets, une géomembrane a été installée en dessous de ces BOPMs (2 et 3). La description détaillée des matériaux est présentée par Cabral et al. (2007). Sur chaque BOPM, 4 points d'échantillonnage des sondes ont été identifiés : P1, P2, P3 et P4 (Figure 3-2a).



(a) (P1, P2, P3 et P4 sont les 4 profils d'échantillonnage sur chaque BOPM)

(b)

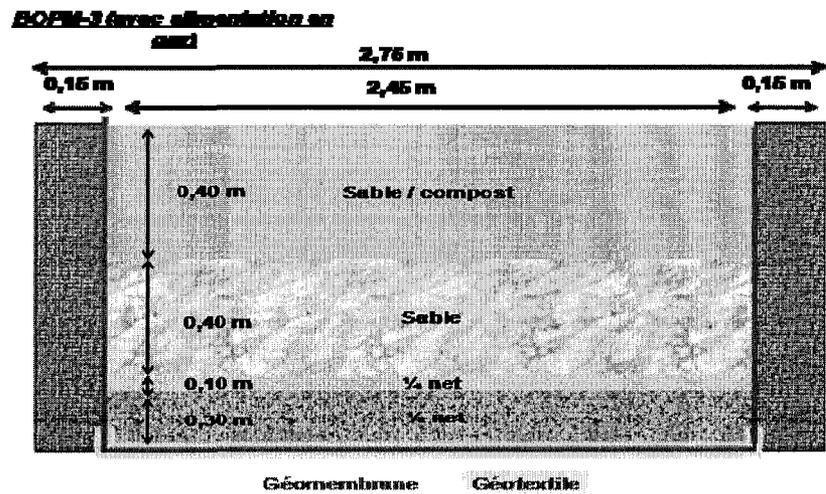
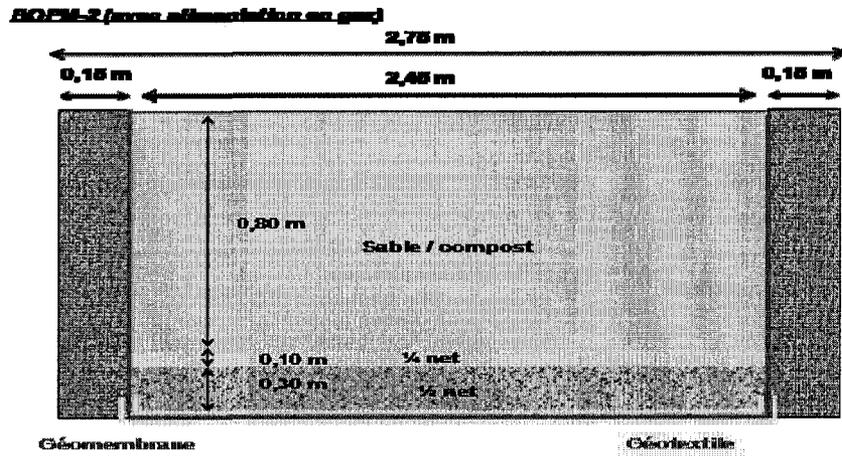
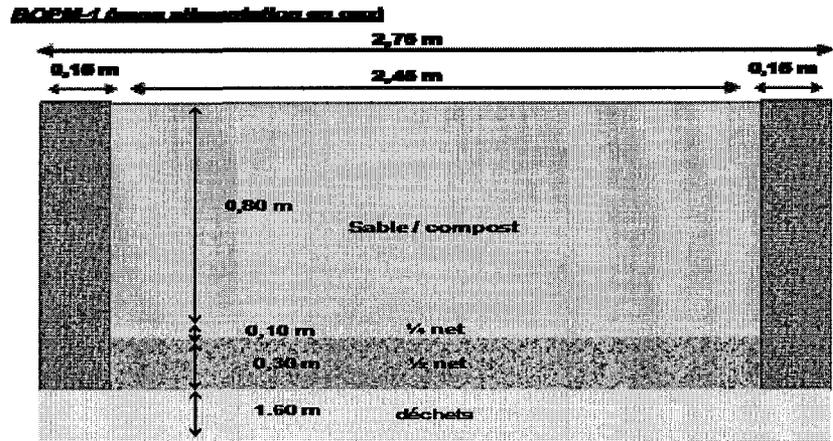


Figure 3-2 - (a) Vue aérienne des trois BOPMs; (b) Profils des trois BOPMS

3.1.2 BOPM construit en 2007

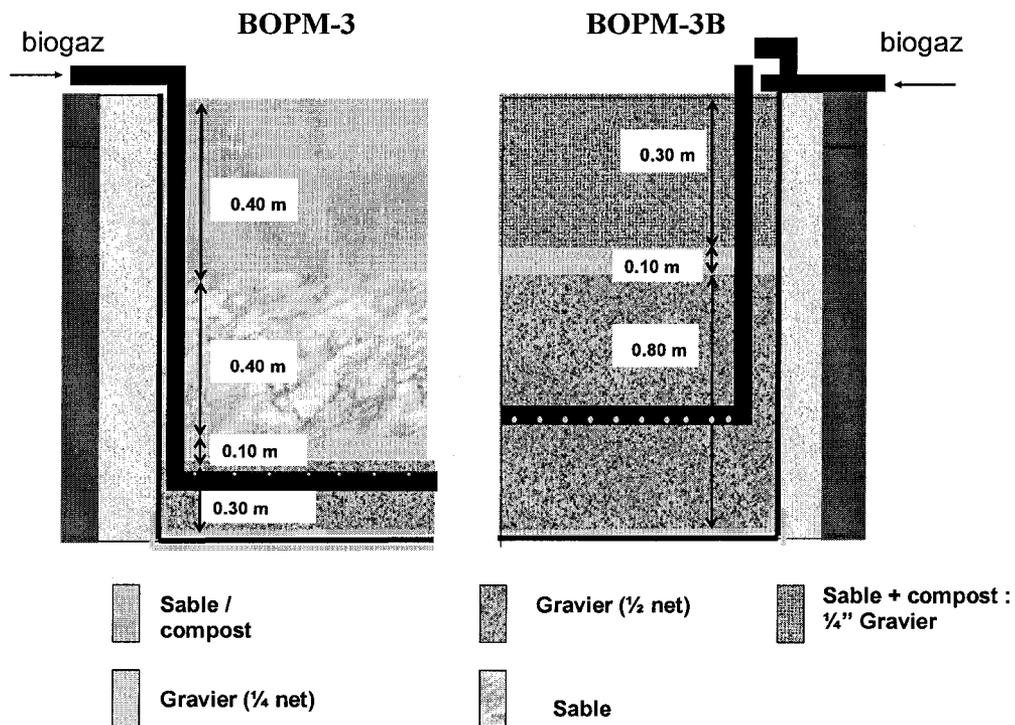


Figure 3-3 - Remplacement du BOPM 3 en 3B

À cause de plusieurs problèmes rencontrés (ces problèmes seront détaillés au chapitre 3.2), il a été décidé d'excaver le BOPM-3 pour changer la composition de la couche du substrat et pour améliorer le réseau de distribution de biogaz. Ces travaux se sont déroulés entre le 21 et le 23 août 2007.

Un volume de gravier $\frac{1}{4}$ a été rajouté à un volume du matériau de sable-compost du BOPM-3 pour permettre une pénétration plus intense de l'oxygène afin de favoriser l'oxydation du méthane. Sa hauteur a été diminuée à 0,30 mètres. Cette couche a été placée par piétinement. La masse volumique de mise en place était de 1428 kg/m^3 avec un Gs (densité des grains solides) de $2,74 \text{ g/m}^3$ et une porosité de 48 %. La couche de sable a été supprimée et remplacée en augmentant de la hauteur du gravier $\frac{1}{2}$. La couche du gravier $\frac{1}{4}$ a gardé les mêmes dimensions (0,10 mètre).

Pour la résolution des problèmes du réseau de biogaz, il y a eu changement des positions de trous (vers le bas au lieu du haut), des diamètres et du nombre des trous des conduites de PVC enfouies dans la couche de gravier $\frac{1}{2}$ pour permettre un meilleur approvisionnement. Un système de siphon a été rajouté dans la canalisation de la partie située à l'extérieur du BOPM pour empêcher la pénétration des particules de limon provenant du puits d'alimentation. La Figure 3-3 illustre les différences entre les BOPMs 3 et 3B. Pour l'instrumentation, à cause du changement de hauteur des couches, l'emplacement des sondes de teneur en eau, de succion et de température a été changé. Les étapes de la construction peuvent être visualisées sur la Figure 3-4.

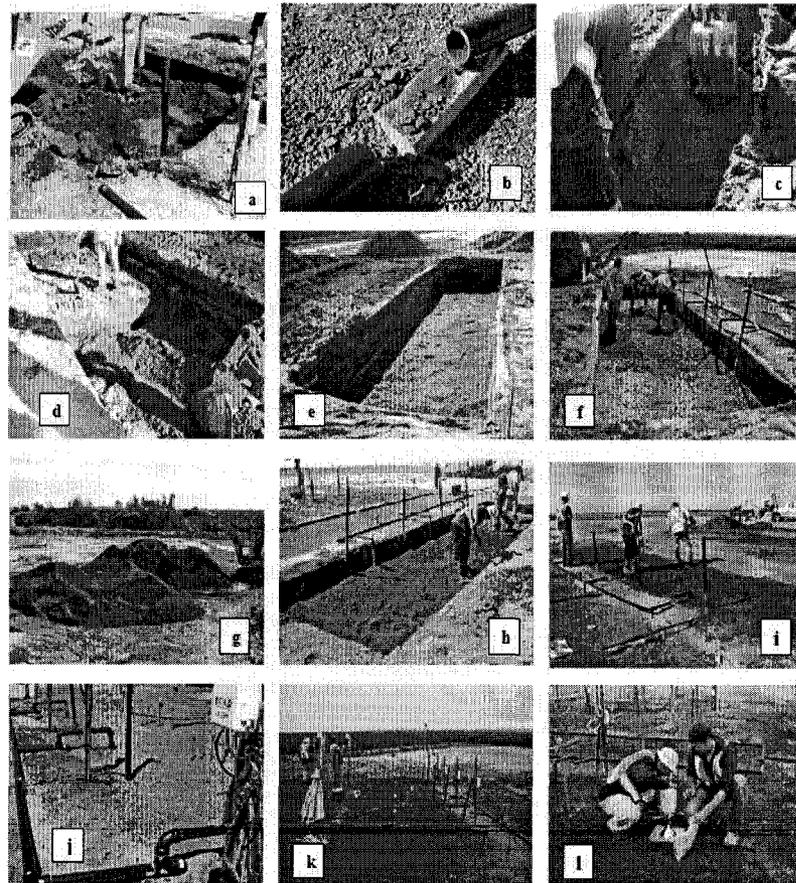
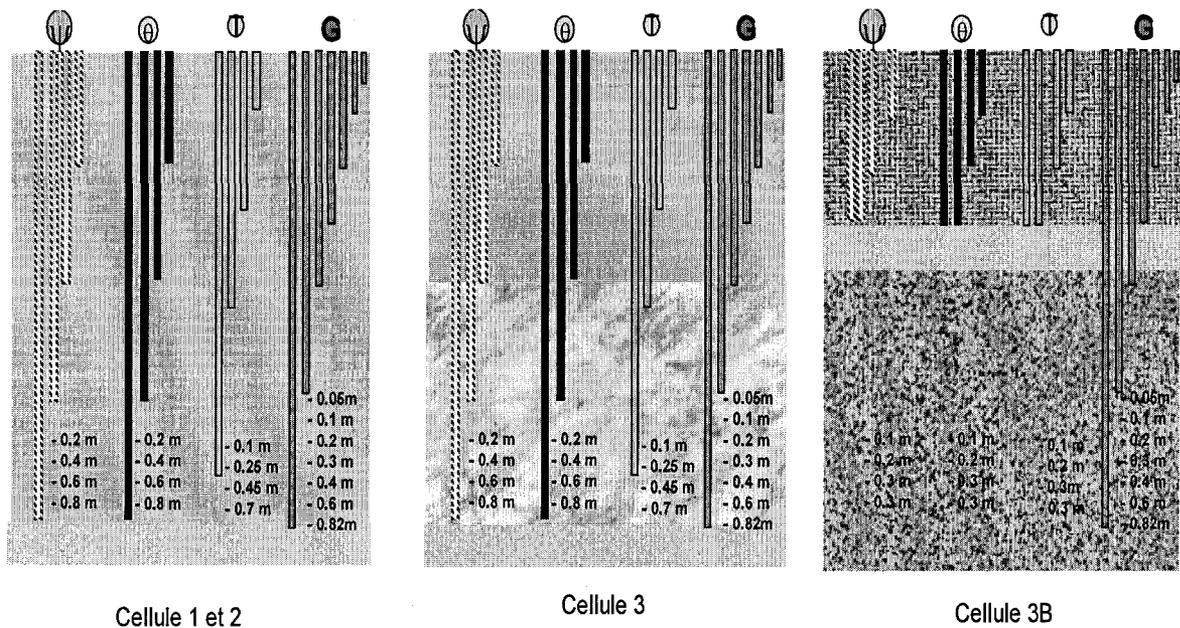


Figure 3-4 - (a) Ouverture du BOPM 3; (b) Présence de silt dans le réseau de biogaz; (c et d) Suppression de la couche de sable; (e) Couche de gravier $\frac{1}{2}$; (f) Ajout du gravier $\frac{1}{2}$; (g) Mélange du gravier et du sable-compost; (h) Pose du gravier $\frac{1}{4}$; (i) Pose du mélange; (j) Système de siphon; (k) Instrumentation; (l) Contrôle de densité

L'emplacement des sondes des 4 BOPMs est présenté à la Figure 3-5. Le Tableau 3.1 présente les caractéristiques de chaque sonde utilisée.



Profondeurs des sonde par cellule

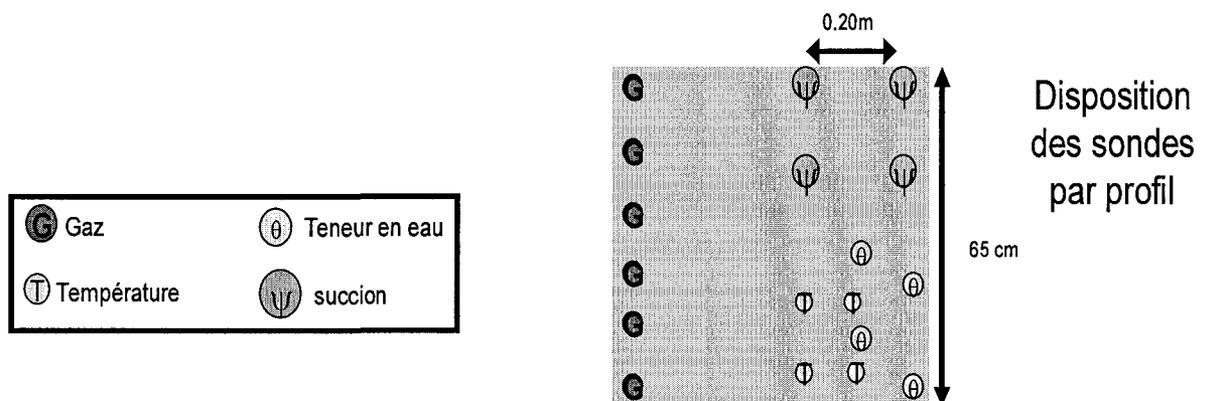


Figure 3-5 - Emplacement des sondes

Tableau 3.1- Caractéristiques des sondes installées sur le chantier

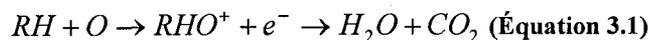
Paramètres	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle capteur • Compagnie • Famille de capteur (s'il y a lieu) 	Nombre	Unité et précision	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle acquisateur de données • Compagnie • Fréquence de mesure
Température	<ul style="list-style-type: none"> • HOBO Temperature sensor • Onset HOBO • thermistor 	4 par profil	°C ± 0,7°C	<ul style="list-style-type: none"> • HOBO U12 • Onset HOBO • 30 min
Teneur en eau	<ul style="list-style-type: none"> • Sonde ECH₂O EC-5 • Decagon • TDR 	4 par profil	Valeur brute allant de 500 à 1300 par incréments de 1 unité	<ul style="list-style-type: none"> • Em50 Logger • Decagon • 30 min
Succion	<ul style="list-style-type: none"> • Irrometer • Irrometer Co 	4 par profil	kPa ±	<ul style="list-style-type: none"> • Irrometer Watermark Monitor • Irrometer • 30 min
Pression des gaz au bas des cellules	<ul style="list-style-type: none"> • Pressure transmitter #673-1 • Dwyer • capteur 4-20 mA 	<ul style="list-style-type: none"> • 4 BOPM 1 • 2 BOPM 2 • 2 BOPM 3 ou 3B 	cmH ₂ O ± 0,25 %	<ul style="list-style-type: none"> • Irrometer Watermark Monitor • Irrometer • 30 min
Pression atmosphérique	<ul style="list-style-type: none"> • Ventage Pro 2 • Davis 	• une station météo	hPa ± 1,7 hPa	<ul style="list-style-type: none"> • Ventage Pro 2 • Davis • 30 min
Précipitations	<ul style="list-style-type: none"> • Ventage Pro 2 • Davis 	• une station météo	mm ± 0,254 mm	<ul style="list-style-type: none"> • Ventage Pro 2 • Davis • 30 min
Débitmètre	<ul style="list-style-type: none"> • Thermal mass flow meter • Sage Metering • Débitmètre thermique à insertion 	• 1 débitmètre	$m^3 j^{-1} \pm 1 \%$ (masse normalisée en volume aux conditions normales de température et de pression)	<ul style="list-style-type: none"> • SP-4000 • Veritek • 30 min
Analyse de la composition des gaz	• tubes de gaz	• 7 par profil pour chaque BOPM	% v/v ± 1 %	<ul style="list-style-type: none"> • mesures manuelles • N/A • environ 1 semaine

3.2 Le matériel de mesure des gaz

3.2.1 FID

Le FID (détecteur à ionisation de flamme) (Figure 3-6 a) mesure les composants organiques en utilisant une flamme produite par la combustion de l'hydrogène et de l'air. Quand des

hydrocarbures dans un échantillon sont introduits dans la zone de détection, des ions sont produits suivant la réaction illustrée par l'équation 3.1 :



Où R représente les composants carboniques

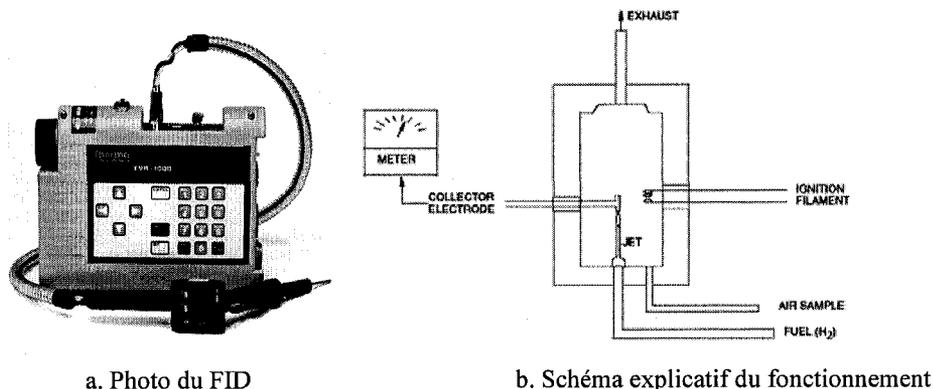


Figure 3-6 – FID (détecteur à ionisation de flamme)

Un collecteur d'électrode avec une tension de polarisation se trouve dans la chambre de détection et les ions produits par la réaction y sont attirés (Figure 3-6). Comme les ions migrent vers le collecteur, un courant directement proportionnel à la concentration des hydrocarbures introduits dans la flamme est produit. Ce courant est amplifié et envoyé vers un microprocesseur et affiché sur une sortie analogique.

Les FID sont utilisés pour la détection d'hydrocarbures (HC) comme le méthane (CH₄), l'éthane (C₂H₆), l'acétylène (C₂H₂), etc. Or, sur un site d'enfouissement, la concentration du CH₄ est cent fois plus élevée que celle des autres composés organiques volatils. La réponse de l'appareil est donc interprétée comme s'il n'y avait que du méthane. Le Tableau 3.2 présente les caractéristiques techniques du FID.

Tableau 3.2 - Caractéristiques du TVA-1000B

Caractéristiques du FID	Concentration en méthane en ppmv
Répétabilité	± 2 % à 100 ppm
Gamme dynamique	1 à 50 000
Gamme linéaire	1 à 10 000
Limite de détection LD	0,5
Temps de réponse en utilisant la sonde	3,5 s
Précision	±2,5 ppm pour la gamme de 1 à 10 000 ppm

3.2.2 Sonde de CO₂

C'est une sonde GMP222 de la compagnie Vaisala, à infrarouge non dispersif avec une seule colonne d'analyse de 2 longueurs d'onde. Elle a une sensibilité entre 0 et 10 000 ppm. Sa précision est de l'ordre de ± 1,5 % de l'échelle + 2 % de la lecture. Les mesures peuvent être effectuées soit en diffusion ou par le biais d'une pompe. Lors de l'échantillonnage, c'est le mode *diffusion* qui a été choisi. La plage de débit pour les mesures en diffusion peuvent aller de 0 à 10 m/s. Cette sonde est connectée à un indicateur MI70 qui permet d'enregistrer jusqu'à 2700 points.

3.2.3 Le chromatographe (Micro GC)

Le chromatographe en phase gazeuse portatif de marque *Agilent Micro GC* permet l'analyse des gaz par le principe de la thermoconductivité (TCD). L'appareil est muni d'un injecteur qui distribue l'échantillon de gaz et l'envoie vers deux colonnes d'analyses : une colonne MolSieve 5 A à injecteur à rétrobalayage de 1.0 µl (d'une longueur de 10 m) et une colonne plot Q (d'une longueur de 8 m). Chacune possède un injecteur, un capteur de pression et un détecteur à thermoconductivité capable d'identifier les gaz analysés à la sortie de chaque colonne.

3.2.4 Compteur de gaz portable

Pour la mesure des concentrations des sondes à gaz *in situ*, un analyseur de gaz portable IR-Infra Rouge-Columbus a été utilisé. Cet appareil permet de déterminer les concentrations en méthane et en dioxyde de carbone grâce à une cellule infrarouge non dispersive et en oxygène avec une cellule électrochimique. La précision, de l'ordre de 2 %, est donnée par le manufacturier pour des concentrations entre 0 et 100% pour le CH₄ et le CO₂. Concernant l'O₂, cette précision est de l'ordre de 1 % pour des concentrations entre 0 et 100 %. La résolution de l'appareil est de 0,1 %. Toutes les mesures de concentrations des profils sont des concentrations volumiques (v/v %)

3.3 Technique de mesure des gaz

3.3.1 Chambre statique

Pour les mesures de flux surfaciques de CH₄ et de CO₂, la méthode de la chambre statique a été utilisée étant donné la courte durée de mesure et la facilité de son utilisation (Klute, 1986).

La chambre statique (Hutchinson and Mosier, 1981) a été développée pour les mesures des émissions surfaciques de N₂O. En 1986, Rolston a conclu que cette technique est applicable pour les autres gaz.

La chambre d'échantillonnage est une ODOFLUX. Elle est faite d'acrylique. Son volume est de 0,068 m³, sa surface fait 0,186 m² avec une hauteur au centre de 0,47 mètre. Trois points ont été identifiés sur chaque BOPM (Figure 3-7). Le choix de ces trois points est basé sur les observations de Czepiel et al. (1996) (c'est à partir de 7 m qu'il y a des différences significatives entre des flux surfaciques de méthane sur un site d'enfouissement).

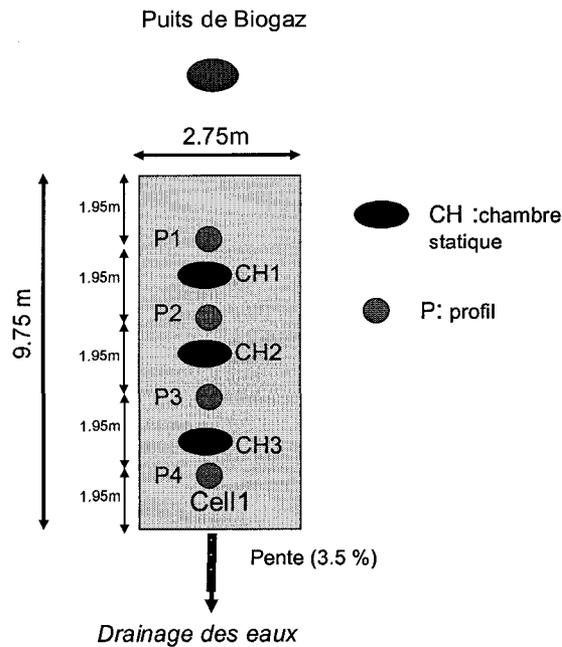


Figure 3-7 - Emplacement des chambres statiques et des profils

Dans leurs recherches, ils ont observé que la distance minimale entre 2 points pour observer une variation significative de flux sur un site d'enfouissement est d'environ 7 mètres. La durée des mesures des émissions surfaciques des 2 gaz est de 6 minutes avec un pas d'échantillonnage de 10 secondes pour le CH₄ et de 15 secondes pour le CO₂. La concentration de méthane est mesurée à l'aide du FID et du CO₂ avec l'indicateur portable. Ces 2 sondes sont munies d'un acquiesiteur de données qui permet de télécharger les données au laboratoire.

Pour le calcul des flux f , la formule de Rolston (1986) a été utilisée :

$$J = \frac{V}{A} \frac{dC}{dt} \text{ (Équation 3.2)}$$

J représente le flux de CH₄ ou de CO₂ en mg/m²/s;

V représente le volume de la chambre en m³;

A , l'aire sous la chambre en m²;

dC/dt , la pente de l'évolution de la concentration du gaz en fonction du temps (mg/m³/s).

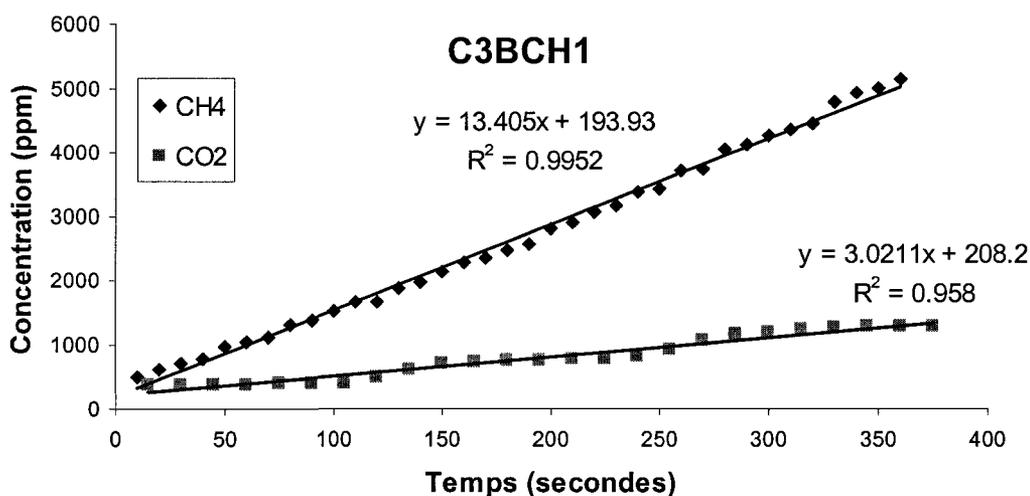


Figure 3-8 - Exemple de détermination de dC/dt pour le flux de CH_4 et de CO_2

Lors de la détermination de la pente de la courbe (Figure 3-8), un R^2 de la régression linéaire supérieur ou égal à 0,80 a été fixé selon les recommandations du guide pour le contrôle des émissions surfaciques de gaz sur un site d'enfouissement (mars 2003).

Enklund (1992) propose la correction des flux suivante en fonction de la température et de la pression atmosphérique :

$$J' = J \frac{273}{(273 + T)} \frac{P}{1013} \quad (\text{Équation 3.3})$$

J' est le flux après correction,

T est la température de l'air ($^{\circ}C$)

P est la pression atmosphérique (hPa)

3.3.2 Balayage de surface

Le balayage s'est fait à l'aide du FID muni d'un entonnoir. Étant donné la petite superficie des BOPM et l'intervalle d'erreur d'un GPS, ce balayage s'est effectué en effectuant des prélèvements continus de concentration de CH_4 toutes les 5 secondes en suivant à chaque fois le même parcours (les numéros de la Figure 3-9b indiquent l'ordre dans lequel les prélèvements de CH_4 sont effectués). Puis des courbes d'iso-concentration (Figure 3-9a) ont été tracées avec *Surfer* suivant la méthode du Krigeage. Cet exercice a permis de localiser et

de visualiser les points chauds (*hots spots*) sur les BOPMs et d'observer les variations spatiales et temporelles des concentrations de CH₄.

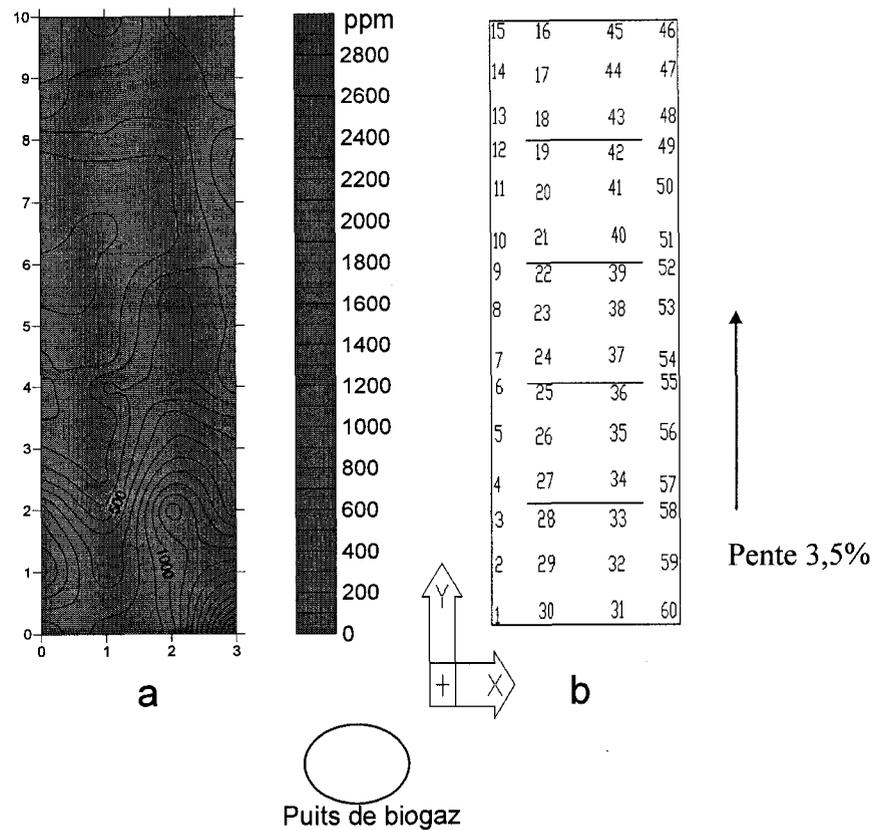


Figure 3-9 - (a) Exemple de distribution spatiale du CH₄ à la surface du sol (b) Coordonnées des points de balayage

3.3.3 Profil de concentration:

En ce qui concerne les profils de concentration, les gaz ont été prélevés par l'implantation de tubes d'acier creux à sept profondeurs différentes et sur 4 profils des 4 BOPMs (Figure 3-7 et Figure 3-9). Pour l'échantillonnage des gaz, les prélèvements sont faits au moyen de seringues piquées dans les septas. Chaque tube a d'abord été vidé par un prélèvement à la seringue du volume exacte du tube, puis laissé environ une heure, le temps qu'un certain équilibre se reforme dans le tube, car le gaz contenu dans le sol aura été perturbé par le vide qu'entraîne la vidange à la seringue. Ensuite, un nouveau prélèvement de gaz a été fait et a été analysé par l'analyseur de gaz portable. Entre chaque deux prélèvements analysés, une seringue de gaz

dépourvu de méthane (zéro ppm) a été injecté dans le compteur de gaz portable pour éviter toute contamination.

Il a été observé que les différences des concentrations mesurées à 0,10 mètre de profondeur et à la surface du recouvrement (dans la chambre statique) sont assez importantes pour se demander ce qu'il se passe dans cette région. L'installation de tube à 0,05 mètre n'a pas été possible puisque c'est une profondeur trop près de la surface du sol et que cela pourrait créer un mouvement convectif de l'air atmosphérique par le biais de la seringue, entraînant ainsi la dilution des concentrations existantes dans le sol à cette profondeur. Une technique a donc été développée pour l'échantillonnage à 0,05 mètre (Figure 3.10). Cette technique consiste à couvrir le tube enfoncé à 0,05 mètre d'un couvercle de 0,10 mètre de rayon lors de la purge et des prélèvements. Ce rayon a été choisi en tenant compte de la porosité des sols et des volumes prélevés. L'exercice de la seringue a été fait très lentement pour minimiser l'entrée de l'air atmosphérique. Entre la purge et les prélèvements, environ 15 minutes d'attente ont été nécessaires, le temps qu'un équilibre se forme entre les gaz dans le tube enfoncé et ceux dans le sol. Les prélèvements de gaz ont été injectés dans des *fioles sous vide* , puis ont été analysés au laboratoire à l'aide du micro GC.

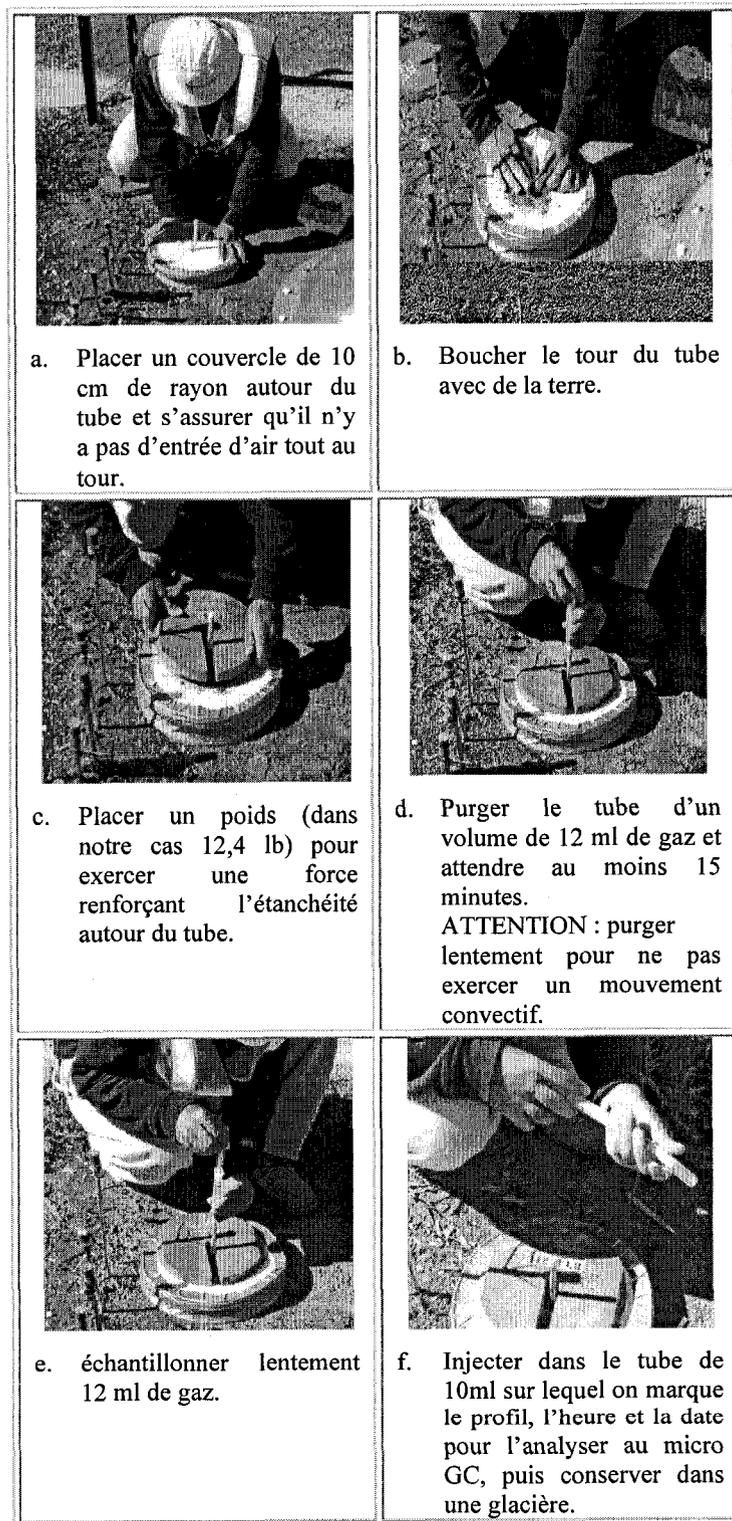


Figure 3-10-Méthode d'échantillonnage du gaz à 0,05 mètre de profondeur

3.4 Mesure des paramètres du sol

3.4.1 Détermination du k_a

La perméabilité à l'air k_a (μm^2) est définie comme une équation de flux d'air sous la forme suivante :

$$J_a = -(k_a / \eta_a) \nabla(p_a + \rho_a gh) \quad (\text{Équation 3.4})$$

J_a est le volume de flux par unité de surface (m/s)

η_a est la viscosité de l'air (N.s/m²)

p_a est la pression de l'air (N/m²)

ρ_a est la densité de l'air (kg/m³)

g est l'accélération de la gravité (m/s²)

h est l'élévation (m)

Puisque la valeur de ρ_a est très faible comparativement aux autres termes, alors $\rho_a gh$ est très souvent négligée. L'équation devient donc :

$$q_a = -(k_a / \eta_a) \nabla p_a \quad (\text{Équation 3.5})$$

k_a est fonction de la teneur en eau et de la géométrie des pores. La géométrie inclut la dimension et la taille des pores, la continuité et la tortuosité.

Pour la mesure de ce coefficient, on a utilisé le bullomètre. Cet appareil a été inventé par Brooks et Corey en 1954 pour les sols remaniés en utilisant un hydrocarbure liquide comme moyen de mouillage. L'équipement a été modifié par Corey (1954) pour mesurer $k_a(\theta)$ pour des échantillons poreux de roche, puis encore par Corey (1957) pour mesurer $k_a(\theta)$ pour des échantillons de sols moulés dans des cylindres d'acryliques.

Les essais ont été effectués dans une cellule triaxiale modifiée afin d'assurer un contrôle sur la différence de pression d'air entre le haut et le bas de l'échantillon de façon à mesurer le débit

d'air sortant. L'échantillon cylindrique de sable-compost mesurait 0,1 mètre de haut et 0,025 mètre de rayon. La différence de pression des gaz appliquée a été de l'ordre de 5 kPa et elle a été mesurée par un manomètre. Cette différence de pression a été choisie pour ne pas créer de chemins préférentiels à l'interface de l'échantillon et du cordon, et pour ne pas provoquer un important changement de la teneur en air par l'écrasement du matériau. Le débit d'air sortant a été mesuré en calculant la vitesse d'une bulle de savon lors de son parcours dans le bullomètre (Figure 3-11). La méthodologie a été détaillée dans le rapport « Mesures du coefficient de perméabilité à l'air k_a du mélange sable-compost installé à Saint-Nicéphore » (Askri, 2006)

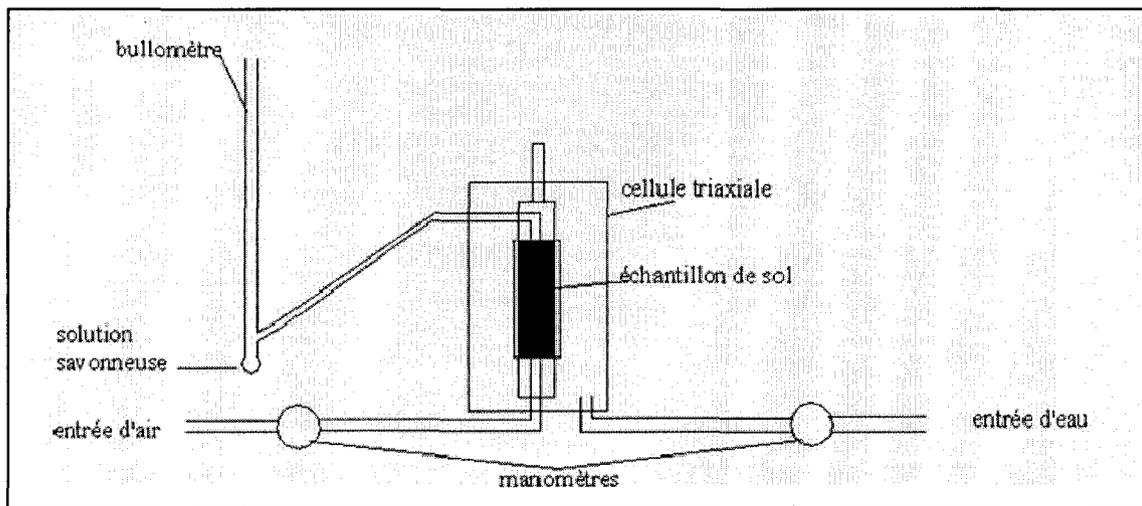


Figure 3-11 - Montage du bullomètre

3.4.2 Courbe de rétention en eau (CRE)

La courbe de rétention en eau représente la relation entre la teneur en eau volumique (ou saturation) et la tension d'eau. Cette courbe est caractéristique d'un matériau poreux donné. C'est un outil très important qui permet la détermination de quelques propriétés physiques et mécaniques des sols. Elle peut être obtenue de plusieurs méthodes. Dans notre cas, la courbe de rétention du mélange sable-compost a été obtenue en imposant une pression capillaire. Ce travail a été effectué par un étudiant à la maîtrise, Jonathan Lafond, de l'université Laval au Québec (Lafond, 2008). La CRE a été utilisée pour convertir les valeurs de tension du terrain mesurées avec les irromètres en des teneurs en eau volumiques, dans le but de comparer avec

les valeurs des sondes de teneur en eau installées sur le terrain. Quelques sondes de teneur en eau ont été défectueuses, c'est pourquoi le recours à cette méthode a été nécessaire.

3.5 Analyses statistiques

Le logiciel Statistica (version démonstration) de la compagnie Statsoft (États-Unis) a été utilisé pour les calculs des matrices de corrélations, les régressions et les t-tests.

3.6 Cartographie

Le logiciel *Surfer*, de la compagnie Golden Software (Etats-Unis) a été utilisé pour les représentations cartographiques. La méthode d'interpolation utilisée dans le cadre de ce mémoire est le *krigeage*, qui permet une estimation linéaire basée sur l'espérance mathématique et sur la variance de la donnée spatialisée. Surfer ne permet pas d'obtenir le variogramme des points.

3.7 Simulations de migration de gaz

Pour les simulations, le logiciel *Géostudio* (canada), pour partie SEEP/w et CTRAN/w, a été employé (de la compagnie Geo-slope). Ce logiciel est utilisé pour modéliser les écoulements des eaux et les distributions de pressions dans les milieux poreux grâce à des éléments finis. Il permet l'analyse bidimensionnelle et unidimensionnelle, permanente ou transitoire, à travers des milieux poreux partiellement saturés. Les calculs d'écoulements sont basés sur la loi de Darcy. L'espace est discrétisé en éléments finis, par un maillage rectangulaire, et la résolution numérique s'effectue aux nœuds du maillage (El Ghabi, 2007). Les conditions initiales et aux limites et les hypothèses principales sont présentées au chapitre 4.1

3.8 Cycles de mesures

3.8.1 Cycles d'échantillonnage courts

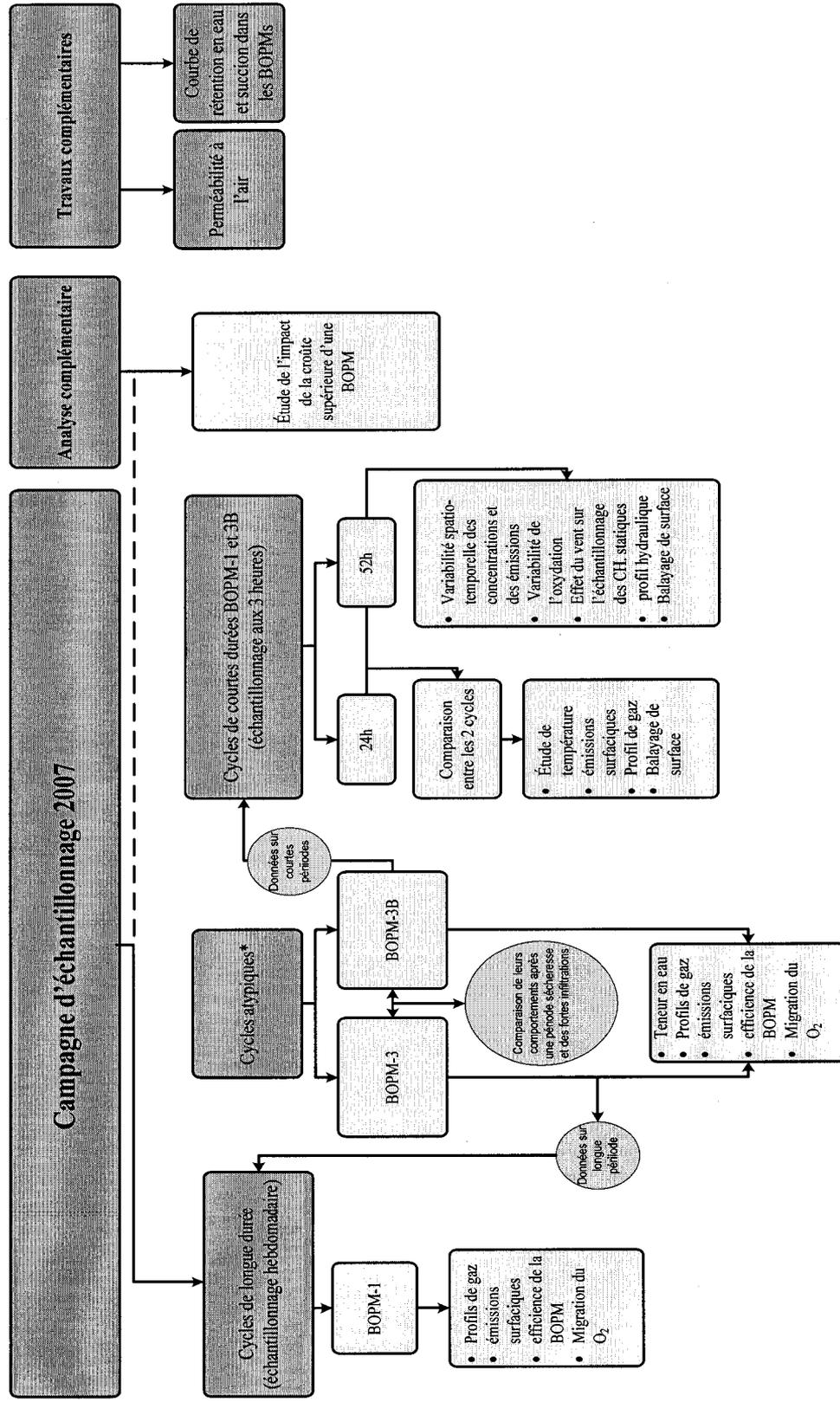
Pendant la campagne d'échantillonnage de 2007, deux cycles de mesures de courte durée ont été effectués. Le premier cycle a duré 24 heures et il a commencé le 5 septembre 2007. Neuf séries de mesures ont été effectuées avec un pas d'échantillonnage de 3 heures. Le deuxième

cycle a duré 52 heures. Il s'est déroulé entre le 12 et le 14 septembre 2007. Dix-huit séries de mesures ont été effectuées avec le même pas d'échantillonnage. Des mesures de flux surfaciques de CH₄, un scan de surface du CH₄ et des mesures de profils de concentrations de CH₄, CO₂ et O₂ ont été effectués pendant ces deux cycles sur les BOPM 1 et 3B.

3.8.2 Cycles d'échantillonnage de longue durée

La campagne d'échantillonnage des gaz de 2007 a commencé le 22 mai et s'est achevée le 11 octobre. Dans cette partie, seulement le BOPM-1 a été étudié puisque pour le BOPM-3, des problèmes d'alimentation en biogaz et de saturation en eau ont été rencontrés (voir chapitre 4.2.1). Excepté les cycles de 24 et de 52 heures, 30 journées d'échantillonnage des profils de concentration de gaz et 54 balayages de surface et des mesures de flux surfaciques ont été effectués pendant cette campagne.

4 RÉSULTATS



*Problèmes survenus au début de la campagne sur le BOPM-3B. Ce BOPM a été excavé et est devenu le BOPM-3B. Les analyses de ce dernier ne sont pas assez longues pour constituer une analyse de cycle de longue durée, mais elles dépassent le cadre des 2 cycles de 24 et 52 heures.

Figure 4-1 - Organigramme de la partie RÉSULTATS du mémoire

La Figure 4-1 schématise le plan d'analyse des données et des résultats obtenus. Au début, une méthode de calcul d'oxydation a été étudiée et une comparaison entre les données des 2 BOPMs 3 et 3B a été effectuée. Quant à l'étude de la campagne d'échantillonnage, elle a été divisée en 2 parties : (1) une étude de cycles de courte durée puis (2) l'étude de toute la campagne de 2007. À la toute fin, des résultats d'essais au laboratoire sont présentés portant sur la perméabilité à l'air et la courbe de rétention.

4.1 Efficacité d'oxydation selon la méthode du rapport N₂/O₂

Pour le calcul de l'efficacité des BOPMs, la question de développer une méthode de calcul a été posée. Une méthode de calcul d'efficacité d'oxydation des BOPMs basée sur le rapport N₂/O₂ dans l'air des pores va être proposée. Cette méthode permet d'obtenir l'efficacité par les profils de concentrations et suppose que l'O₂ est consommé par l'oxydation.

Les hypothèses ont été les suivantes :

- Dans les profils, seulement quatre gaz sont mesurés : CH₄, CO₂, O₂ et N₂. Les concentrations des autres gaz sont négligeables. Ainsi,

$$y_{CH_4} + y_{CO_2} + y_{O_2} + y_{N_2} = 100 \% \text{ (Équation 4.1)}$$

- Le rapport N₂/O₂ dans l'atmosphère est à peu près de 3,71 et ce rapport reste constant pendant la migration de l'air atmosphérique dans le sol avant toute consommation de l'oxygène, que ce soit en régime transitoire ou en régime permanent.
- Selon les tests d'activité du mélange sable-compost, il a été décidé que deux moles d'oxygène sont nécessaires pour oxyder une mole de méthane (Thèse de Samah Ait Benichou).
- La quantité de CO₂ produite par la respiration de la matière organique présente dans le compost n'est pas considérée importante. On considère que tout le CO₂ est produit à partir de l'oxydation. Ceci n'est pas toujours le cas et représente les limitations de cette méthode.
- O₂ consommé uniquement par oxydation du CH₄
- La mesure de la concentration en O₂ représente bien la concentration de tout le sol à la profondeur mesurée

Voici les étapes des calculs (toutes les concentrations des gaz sont des concentrations volumiques %v/v) :

$$y_{N_2} = 100 - (y_{CH_4} + y_{CO_2} + y_{O_2}) \text{ (Équation 4.2)}$$

$$O_2 \text{ (avant oxydation)} = N_2/3,71 \text{ (Équation 4.3)}$$

$$O_2 \text{ (oxydé)} = O_2 \text{ (avant oxydation)} - O_2 \text{ (mesuré)} \text{ (Équation 4.4)}$$

$$CH_4 \text{ (oxydé)} = O_2 \text{ (participé à l'oxydation)}/2 \text{ (Équation 4.5)}$$

$$CH_4 \text{ (total)} = CH_4 \text{ (mesuré)} + CH_4 \text{ (oxydé)} \text{ (Équation 4.6)}$$

$$\% \text{ oxydation} = CH_4 \text{ (oxydé)}/CH_4 \text{ (total)} \text{ (Équation 4.7)}$$

Pour valider cette méthode, il a été nécessaire de montrer que le rapport N_2/O_2 reste constant lors de la migration de l'air atmosphérique dans le sol en absence d'oxydation. Le même problème s'est posé lors des simulations des modèles numériques de l'oxydation du méthane sur les sites d'enfouissement. De Visscher et al (1999), Perera et al (2001) et Stein et al (2001) ont pris comme conditions initiales une variation linéaire du N_2 et de l' O_2 dans le sol avec un rapport constant égal à celui mesuré dans l'air atmosphérique. Mais aucun de ces auteurs n'a justifié de telle considération.

Des simulations numériques sur SEEP ont été menées dans le but de vérifier cette hypothèse (si le rapport N_2/O_2 reste constant dans le sol s'il n'y a pas de consommation d'oxygène). Pour cela, on a considéré un modèle (Figure 4-2) où il n'y a pas de consommation d'oxygène par le processus d'oxydation.

L'azote et l'oxygène ont été remplacés par des liquides ayant les mêmes proportions volumiques que ces gaz dans l'air.

Les conditions de modélisation ont été les suivantes :

- La hauteur de la colonne était de 10 mètres
- Les flux de biogaz ont été représentés par un flux d'eau en régime permanent sous différent gradient hydraulique (0,012, 0,018 et 0,009 m/m)
- La concentration du N₂ à la surface est 79 % et de 0 % en bas de la cellule
- La concentration de l'O₂ à la surface est de 21 % et de 0 % en bas de la cellule, ce qui correspond à un rapport de N₂/O₂ de 3,76
- Pas de phénomène de rétention pour les deux fluides
- $\theta_{sat} = 0,3$
- $k_{sat} = 10^{-5}$ m/s
- coefficient de dispersivité = 1
- les coefficients de diffusion ont été de $1,8 \times 10^{-5}$ m²/s pour l'O₂ et de $2,0 \times 10^{-5}$ m²/s pour le N₂ (Murphy et al, 1994).
- Régime permanent (a) et régime transitoire (b)

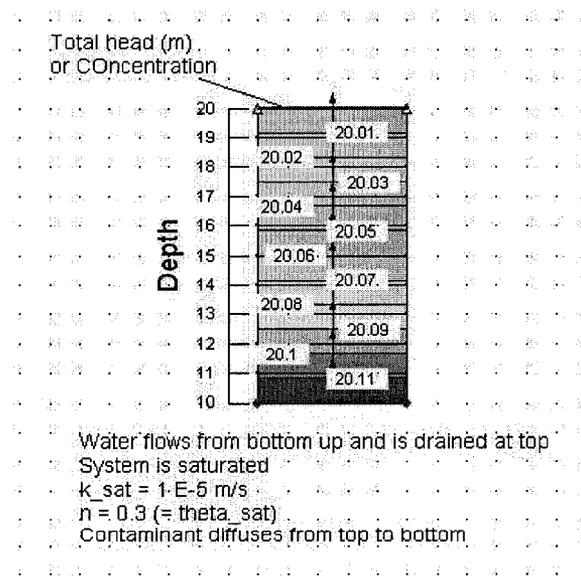


Figure 4-2 - Conditions initiales de la modélisation de la colonne sur SEEP

a. Régime permanent

Le régime permanent a été modélisé en choisissant un très grand laps de temps de façon à ce que l'équilibre des deux fluides dans la colonne s'établisse ($\partial C/\partial t = 0$). On remarque que la variation de ces deux composants en fonction de la profondeur dans le sol est linéaire et que le rapport N_2/O_2 reste pratiquement constant (Figure 4-3). La plus grande différence des ratios N_2/O_2 dans l'air et dans le sol est inférieure à 1 % (Tableau 4.1).

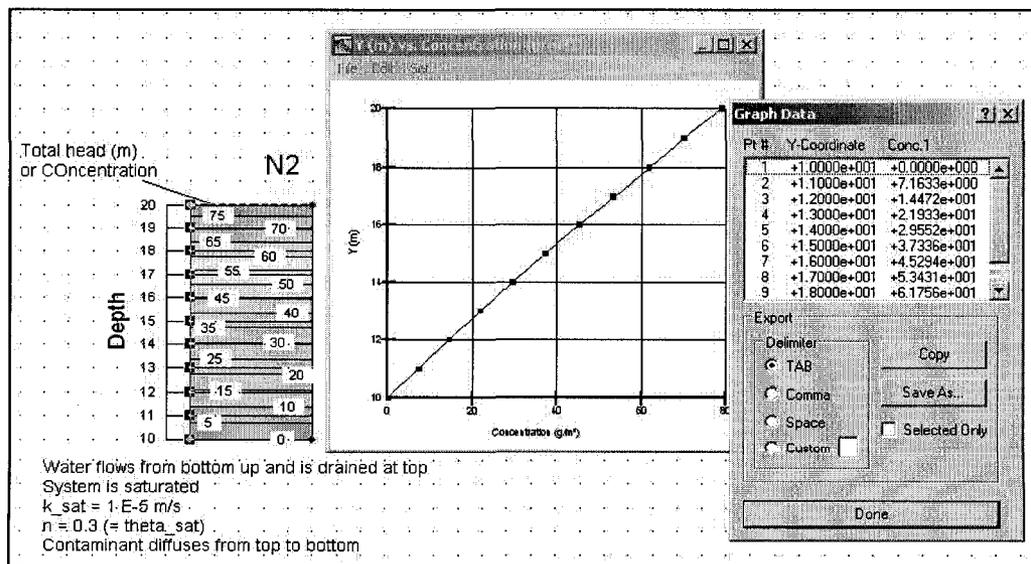
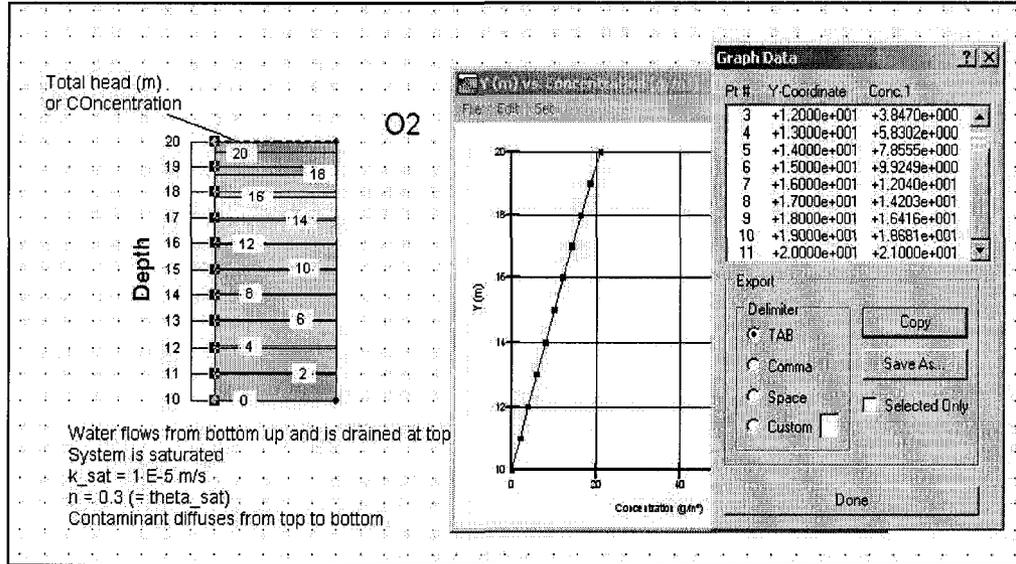


Figure 4-3 - Modélisation sur SEEP en régime permanent avec un gradient hydraulique de 0,012

**Tableau 4.1 - Exemple des résultats de modélisation sur SEEP
en régime permanent avec un gradient hydraulique de 0,012**

Pt #	profondeur (m)	Y-Coordonnée	O ₂ (%)	N ₂ (%)	N ₂ /O ₂	différence % au rapport dans l'air
1	0	20	21.0	79.0	3.76	0%
2	1	19	18.7	70.4	3.77	0%
3	2	18	16.4	61.9	3.77	0%
4	3	17	14.2	53.7	3.77	0%
5	4	16	12.0	45.5	3.78	0%
6	5	15	9.9	37.6	3.78	1%
7	6	14	7.9	29.8	3.79	1%
8	7	13	5.8	22.1	3.79	1%
9	8	12	3.8	14.6	3.80	1%
10	9	11	1.9	7.2	3.80	1%
11	10	10	0.0	0.0		

b. Régime transitoire :

Ce régime a été modélisé en choisissant un faible laps de temps de migration (inférieur à celui nécessaire pour l'établissement du régime permanent). Dans ce cas, la variation des deux gaz est non linéaire (parabolique) (Figure 4-4). Le rapport N₂/O₂ devient de plus en plus élevé à mesure qu'on se rapproche de la base de la cellule où on obtient des différences des rapports entre la base et la surface de l'ordre de 25 %. Ceci est causé par les différences de concentrations et par les coefficients de diffusion des deux gaz; la migration du N₂ est ainsi plus rapide.

Ceci dit, les calculs d'oxydation sont faits tout au long des BOPMs mais les calculs d'oxydation à des profondeurs proches de la surface sont les plus représentatifs (de toute la BOPM) là où la différence des rapports est en dessous de 5 % (Tableau 4.2). On peut donc considérer qu'indépendamment du régime d'écoulement choisi, le rapport N₂/O₂ est constant à des profondeurs proches de la surface. Toujours est-il qu'une question subsiste : est-ce qu'une telle situation peut avoir lieu en réalité? La section suivante répond à cette question.

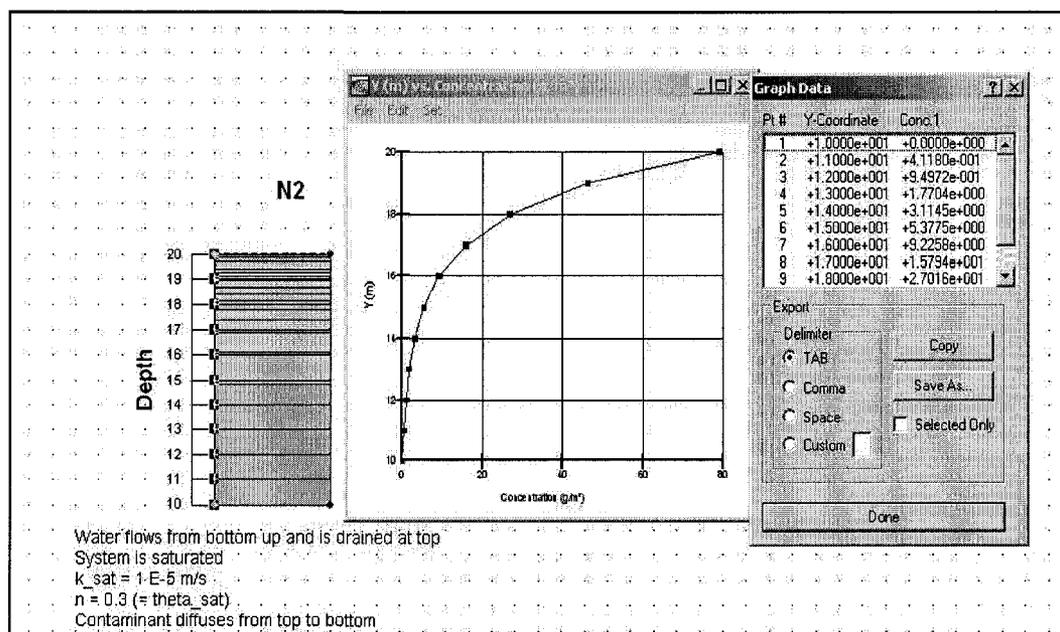
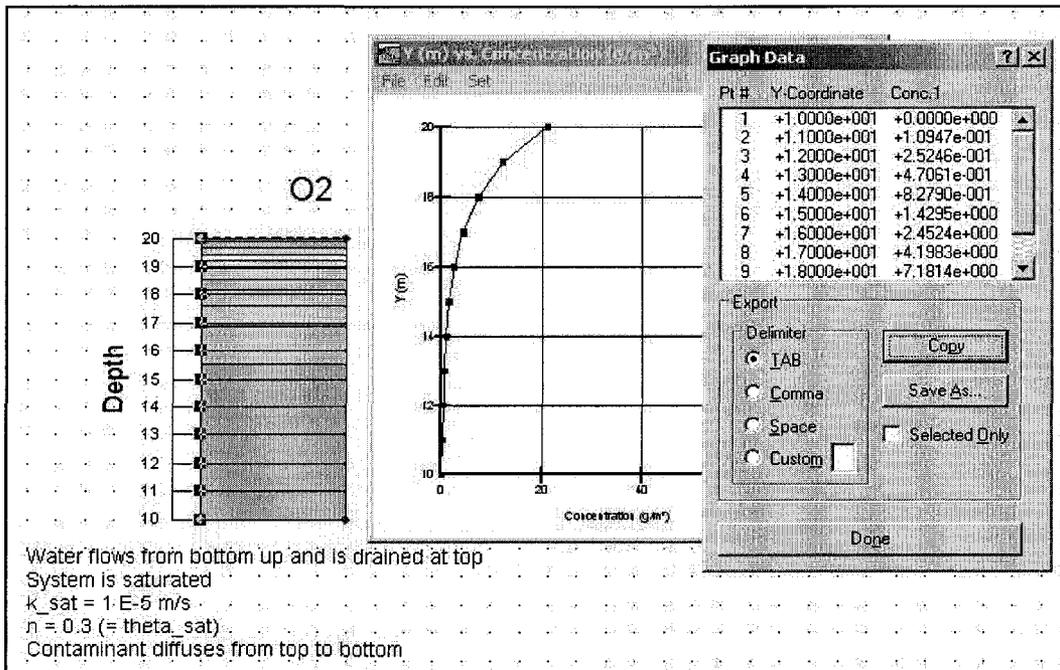


Figure 4-4 - Modélisation sur SEEP en régime transitoire

Tableau 4.2 - Résultats de la modélisation sur SEEP avec régime transitoire

Pt #	profondeur (m)	Y-Coordonnée	O ₂ (%)	N ₂ (%)	N ₂ /O ₂	différence % au rapport dans l'air
1	0	20	21.0	79.0	3.76	0%
2	1	19	11.9	46.2	3.87	3%
3	2	18	6.8	27.0	3.98	6%
4	3	17	3.9	15.8	4.09	9%
5	4	16	2.2	9.2	4.21	12%
6	5	15	1.2	5.4	4.33	15%
7	6	14	0.7	3.1	4.44	18%
8	7	13	0.4	1.8	4.56	21%
9	8	12	0.2	0.9	4.65	24%
10	9	11	0.1	0.4	4.72	25%
11	10	10	0.0	0.0		

Validation de la méthode des données de terrain

Des résultats de profils de concentration ont été utilisés pour vérifier les résultats de modélisation du rapport N₂/O₂ en fonction de la profondeur. Ainsi, des mesures de profils de concentration ont été effectuées sur les BOPMs 2 et 3B avant leur alimentation en biogaz avant le début de la campagne de 2008. Il y a donc une absence du CH₄ et du CO₂ introduits pendant plusieurs mois. Les résultats ont démontré que le rapport N₂/O₂ n'est pas constant et que cette différence est plus importante dans le BOPM-2 que dans le BOPM-3B. De plus, les profils de concentration ont démontré la présence de CO₂ dans les 2 BOPMs (Tableau 4.4).

Tableau 4.3 - Profils de concentration du 13 mai 2008 et les calculs du rapport de N₂/O₂

profil	profondeur (m)	BOPM-3B					BOPM-2				
		CH ₄	O ₂	CO ₂	N ₂	N ₂ /O ₂	CH ₄	O ₂	CO ₂	N ₂	N ₂ /O ₂
1	0.10	0	17.8	2.9	79.3	4.5	0	17.2	3.5	79.3	4.6
	0.20	0	17.6	3.4	79	4.5	0	15.2	4.9	79.9	5.3
	0.30	0	17	3.6	79.4	4.7	0	12.5	7.4	80.1	6.4
	0.40	0	16.9	3.6	79.5	4.7	0	11.4	8.3	80.3	7.0
	0.60	0	16.6	3.9	79.5	4.8	0	9.3	10	80.7	8.7
	0.82	0	16.5	4.1	79.4	4.8	0	8	12	80	10.0
2	0.10	0	16.7	3.7	79.6	4.8	0	15.8	4.3	79.9	5.1
	0.20	0	16	3.9	80.1	5.0	0	15.9	5.6	78.5	4.9
	0.30	0	16.1	4.2	79.7	5.0	0	12.8	6.5	80.7	6.3
	0.40	0	16	4.5	79.5	5.0	0	9.5	10.1	80.4	8.5
	0.60	0	15.6	5.1	79.3	5.1	0	6.9	13.8	79.3	11.5
	0.82	0	15.6	5.2	79.2	5.1	0	17.8	3.5	78.7	4.4
	0.20	0	15.1	4.8	80.1	5.3	0	14.4	4.7	80.9	5.6
	0.30	0	14.1	5.9	80	5.7	0	12.4	6.5	81.1	6.5
	0.40	0	14.1	6	79.9	5.7	0	10.3	8.6	81.1	7.9
	0.60	0	13.7	6.3	80	5.8	0	9.5	11	79.5	8.4
	0.82	0	13.7	6.3	80	5.8	0	9.3	11.3	79.4	8.5
4	0.10	0	17.7	2.9	79.4	4.5	0	17.3	3.9	78.8	4.6
	0.20	0	15.6	4.8	79.6	5.1	0	16.5	2.5	81	4.9
	0.30	0	14.4	5.3	80.3	5.6	0	17.4	1.5	81.1	4.7
	0.40	0	12.6	7	80.4	6.4	0	17.9	2.6	79.5	4.4
	0.60	0	12.1	7.6	80.3	6.6	0	15.2	5.5	79.3	5.2
	0.82	0	12	7.7	80.3	6.7	0	9.5	12.8	77.7	8.2

Ce CO₂ provient de la respiration du compost. Cette respiration est basée sur l'activité de la population microbienne du compost.

Selon l'équation de réaction, une mole d'O₂ est nécessaire pour produire une mole de CO₂ :



où la cellulose nC₆H₁₂O₆ représente les matières organiques

Ainsi, la quantité de l'O₂ totale qui s'est introduite dans le BOPM est représentée par cette équation :

$$O_{2(total)} = O_{2(mesuré)} + CO_{2(mesuré)} \text{ (Équation 4.9)}$$

Puisque le BOPM-2 est plus riche en matière organique, alors la quantité de CO₂ mesurée a été plus importante et le rapport N₂/O₂ plus élevé.

Maintenant, calculons le rapport N₂/O₂ en prenant la quantité d'O₂ (total) et non seulement l'O₂(mesuré).

D'après les résultats présentés dans le Tableau 4.4, le rapport N₂/O₂ mesuré dans les deux BOPMs a été proche de celui qui est présent dans l'air et ceci est aussi visible sur la Figure 4-5.

Tableau 4.4 - Calculs du rapport de N₂/O₂ en prenant l'O₂ total

profil	profondeur (m)	N ₂ /O ₂ (total)	
		BOPM-3B	BOPM-2
1	0.10	3.8	3.83
	0.20	3.8	3.98
	0.30	3.9	4.03
	0.40	3.9	4.08
	0.60	3.9	4.18
	0.82	3.9	4.00
2	0.10	3.9	3.98
	0.20	4.0	3.65
	0.30	3.9	4.18
	0.40	3.9	4.10
	0.60	3.8	3.83
	0.82	3.8	3.69
3	0.20	4.0	4.24
	0.30	4.0	4.29
	0.40	4.0	4.29
	0.60	4.0	3.88
	0.82	4.0	3.85
4	0.10	3.9	3.72
	0.20	3.9	4.26
	0.30	4.1	4.29
	0.40	4.1	3.88
	0.60	4.1	3.83
	0.82	4.1	3.48

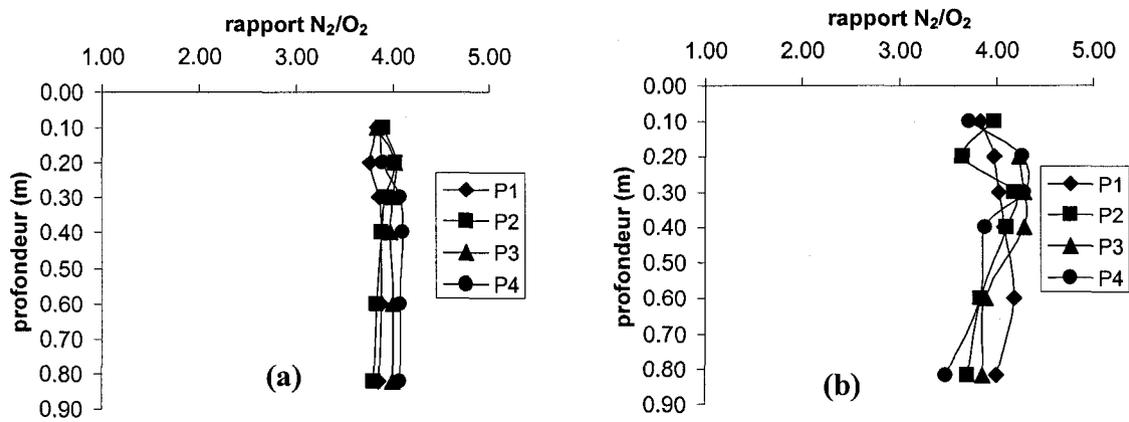


Figure 4-5 - Évolution du rapport N_2/O_2 en fonction de la profondeur dans les BOPMs 3B (a) et 2 (b)

On remarque que ce rapport est pratiquement constant dans les deux BOPMs en considérant l'ordre d'erreur de l'appareil de mesure des concentrations (1 %) et les erreurs assimilées à l'échantillonnage.

Ceci dit, si la respiration de la matière organique n'est pas prise en compte, la quantité de l' O_2 qui a participé à l'oxydation est surestimée selon l'Équation 4.10 :

$$O_2 \text{ (total)} = O_2 \text{ (oxydé)} + O_2 \text{ (mesuré)} + O_2 \text{ (consommé par respiration)} \text{ (Équation 4.10)}$$

Dans la Figure 4-6, cette méthode a été comparée avec deux autres méthodes :

- Isotope stable de carbone
- Abattement des concentrations de CH_4

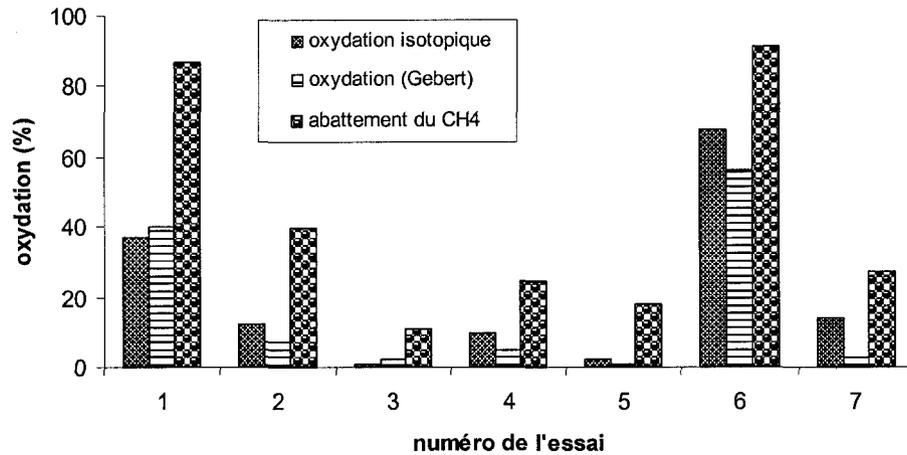


Figure 4-6 – Comparaison entre 3 méthodes de calculs d’oxydation de quelques échantillonnages de CH₄ sur le terrain

Pour l’isotope stable de carbone, les calculs sont présentés dans Cabral et al. (2008). Les détails sur cette méthode sont présentés dans le sous-chapitre 2.9.1. Quant à l’abattement des concentrations du CH₄, elles sont calculées selon l’Équation 4.11 :

$$(\%)oxydation = \frac{(CH_4)_L - (CH_4)_x}{(CH_4)_L} \text{ (Équation 4.11)}$$

Avec (CH₄)_L, la concentration du méthane en-dessous du substrat (0,82 mètre pour le BOPM-1 et 0,30 mètre pour le BOPM-3B) et (CH₄)_x, la concentration du méthane à la profondeur x de la surface du recouvrement. Cette méthode ne tient pas compte de la dilution.

La méthode de l’isotope stable de carbone est une méthode coûteuse qui nécessite des équipements et une main d’œuvre spécialisée. Elle est aussi considérée comme une des méthodes les plus fiables dans le calcul d’oxydation (Bergamaschi et al. 1998; Liptay et al. 1998; Chanton and Liptay, 2000; Borjesson et al. 2001; et Christophersen et al. 2001), alors elle a été utilisée comme référence pour effectuer une comparaison entre les deux méthodes.

D’après la Figure 4-6, les valeurs d’oxydation calculées avec la méthode Gebert est celle qui se rapproche le plus de celles de la méthode de l’isotope stable du carbone. Au moment de la

rédaction de ce mémoire, aucune autre méthode de calcul d'oxydation n'était disponible alors, malgré les limitations qu'elle présente, cette méthode (Gebert) a été utilisée. Dans la suite du mémoire, le rapport N_2/O_2 a aussi été utilisé pour calculer la quantité d' O_2 qui a pénétré dans le recouvrement avant d'être consommée.

Présentement, une nouvelle méthode est en train d'être développée. Elle est basée sur le rapport CO_2/CH_4 , et élimine l'effet de dilution, mais elle est aussi affectée par la respiration de la matière organique dont il faut prendre en considération lors des calculs.

4.2 Conception de recouvrements pour l'oxydation du méthane sur les sites d'enfouissement : les leçons tirées¹

Pendant la campagne d'échantillonnage de 2007, le BOPM-3 a connu des problèmes liés à sa faible porosité. La teneur en eau était toujours élevée, ce qui réduisait considérablement la teneur en air du sol ainsi que la pénétration de l'oxygène. Les flux entrant de biogaz ont été élevés, ce qui limitait davantage la pénétration de l'air atmosphérique. Pour ces raisons, à la fin du mois d'août 2007, ce BOPM a été réexcavé et reconstruit en augmentant la porosité du recouvrement et en améliorant le système de distribution de biogaz. Le BOPM-3 s'appelle désormais BOPM-3B. Dans le chapitre 3.1.2, les caractéristiques des deux BOPMs ont été présentées. Dans cette partie (chapitre 4.2), une étude comparative des deux BOPMs sera menée en présentant quelques résultats obtenus.

4.2.1 Problèmes rencontrés sur le BOPM-3

Le haut degré de saturation en eau du BOPM

Le BOPM-3 a connu des degrés de saturation en eau très élevés, ce qui impliquait une faible perméabilité à l'air et donc de très faibles taux d'oxydation. Ces hauts degrés de saturation en eau ont influencé le transport des gaz. Aachib et al (2004) ont démontré qu'à partir d'un degré

¹ Version en français de *Engineering Landfill Covers for Methane Oxidation : Lessons Learned*, par A.R. Cabral, J.F. Moreira, M-A. Askri, A.K. Santos et L.B. Jugnia. Référencée comme Cabral et al. (2008)

de saturation en eau avoisinant les 80 à 85 %, l'air dans le matériau devient occlus, si bien que le transport par phase gazeuse est très réduit. Ce phénomène diminue davantage la teneur en air utile et limite donc la diffusion du gaz. Ces degrés de saturation (entre 80 % et 85 %) pour le BOPM- 3 sont atteints pour des teneurs en eau massiques entre 60 et 65 %. Les sondes de teneur en eau ont enregistré des valeurs, le plus souvent supérieures à 65 %, même pendant les périodes de sécheresse. La diffusion de l'oxygène était très difficile, ce qui donnait une efficacité d'oxydation très faible. Entre le 15 juin et le 24 juillet 2007, la teneur en eau était supérieure à 60 % (Figure 4-7) et les concentrations d'oxygène avant oxydation (calculées en se basant sur le rapport N_2/O_2) étaient pratiquement inférieures à 3 %. L'oxydation ne pouvait donc pas avoir lieu, car l'oxydation microbienne du CH_4 requiert une concentration en O_2 supérieure à 3 % (Czepiel et al. 1996 et De Visscher et al. 1999)

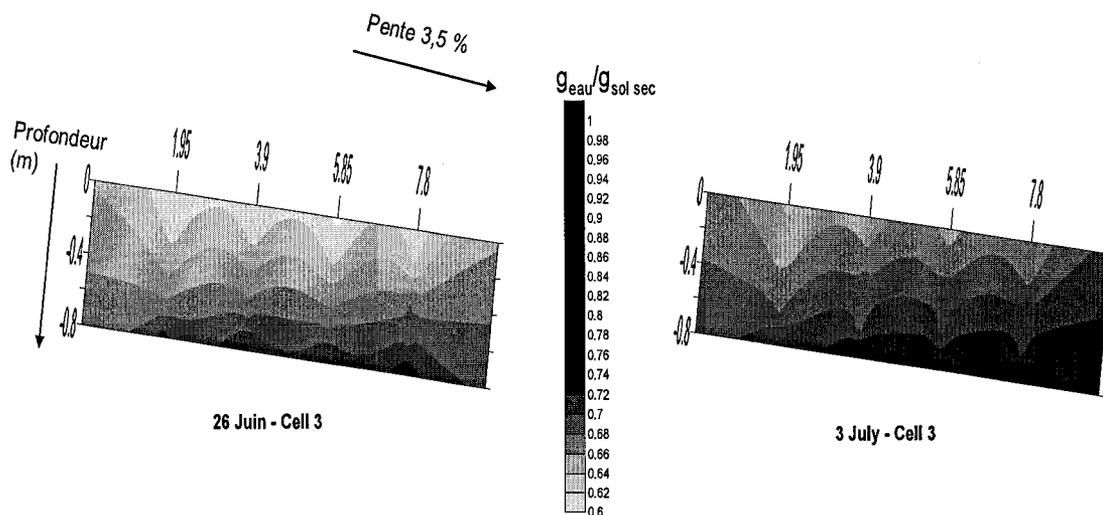


Figure 4-7 - Profil de teneur en eau massique dans le BOPM- 3 pendant deux périodes différentes

Ceci est visible sur les profils de concentrations (Figure 4-8 a et b). Cette figure montre des profils verticaux de CH_4 , signe de l'absence d'oxydation jusqu'à 0,10 mètre. La chute de la concentration de CH_4 à la surface est causée surtout par la dilution par diffusion de l'air atmosphérique. La faible porosité, le haut degré de saturation en eau et le haut débit de biogaz appliqué ont empêché l'oxygène de pénétrer en dessous des 0,10 mètre. L'efficacité de l'oxydation, pendant cette période, était inférieure à 1 %. La moyenne des flux surfaciques de méthane était de $377 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ avec un écart type de $389 \text{ g/m}^2/\text{jour}$.

Le blocage des biogaz par le haut degré de saturation en eau pourrait engendrer une augmentation de la pression. Ceci a pu provoquer une augmentation du flux advectif responsable de la création des points chauds (Boeckx et al, 1996). La Figure 4-9 présente un balayage surfacique de la concentration du CH₄. Sur cette figure, les *points chauds* sont surtout visibles sur l'interface du recouvrement et du polystyrène. La moyenne des concentrations était aux alentours de 2000 ppm pour les deux dates (Figure 4-9 a et b).

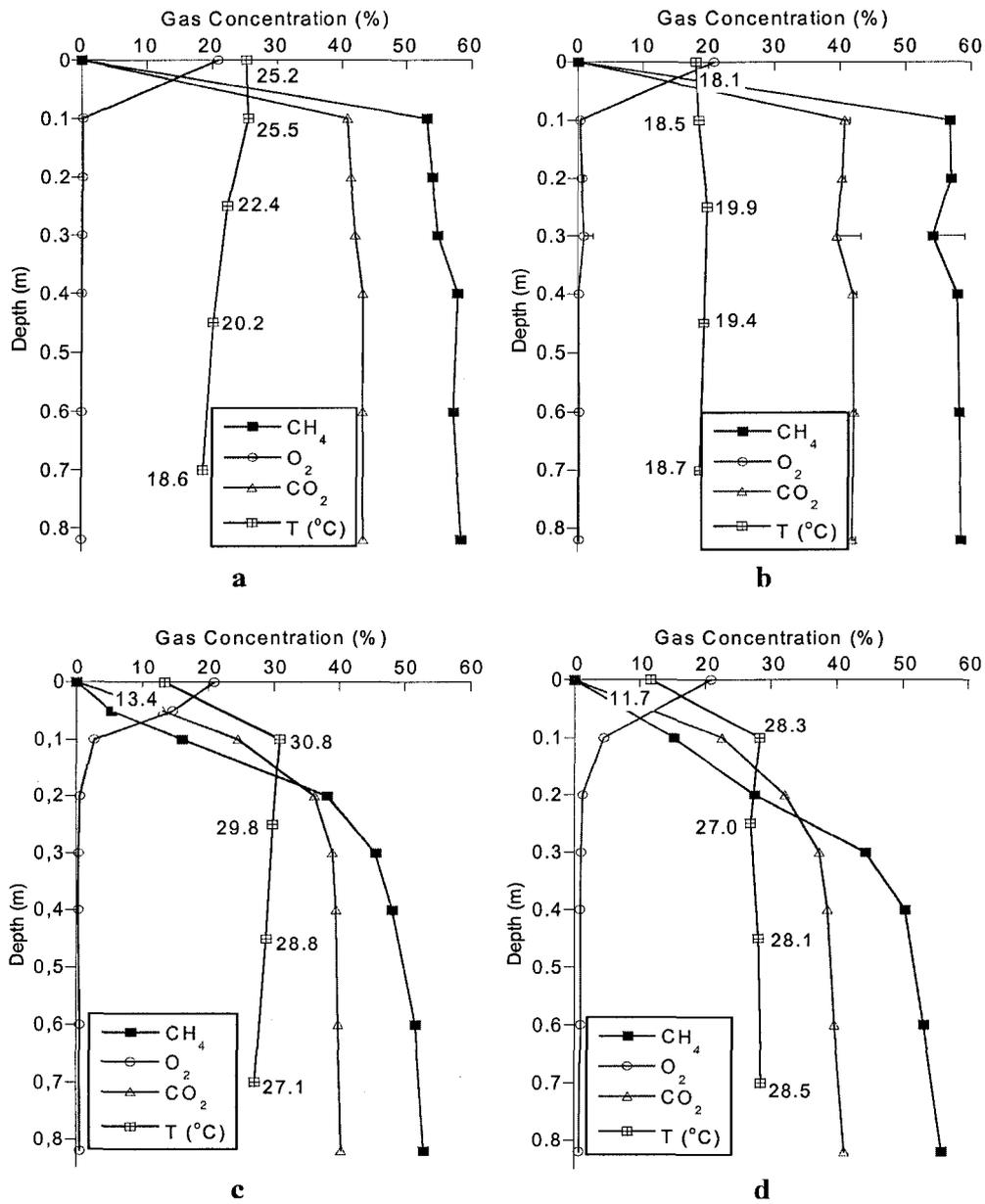


Figure 4-8 - Profil de concentration du CH₄, CO₂ et O₂ du BOPM-3 le 26 Juin (a) et le 3 juillet (b), et du BOPM-3B le 5(c) et le 13(d) Septembre

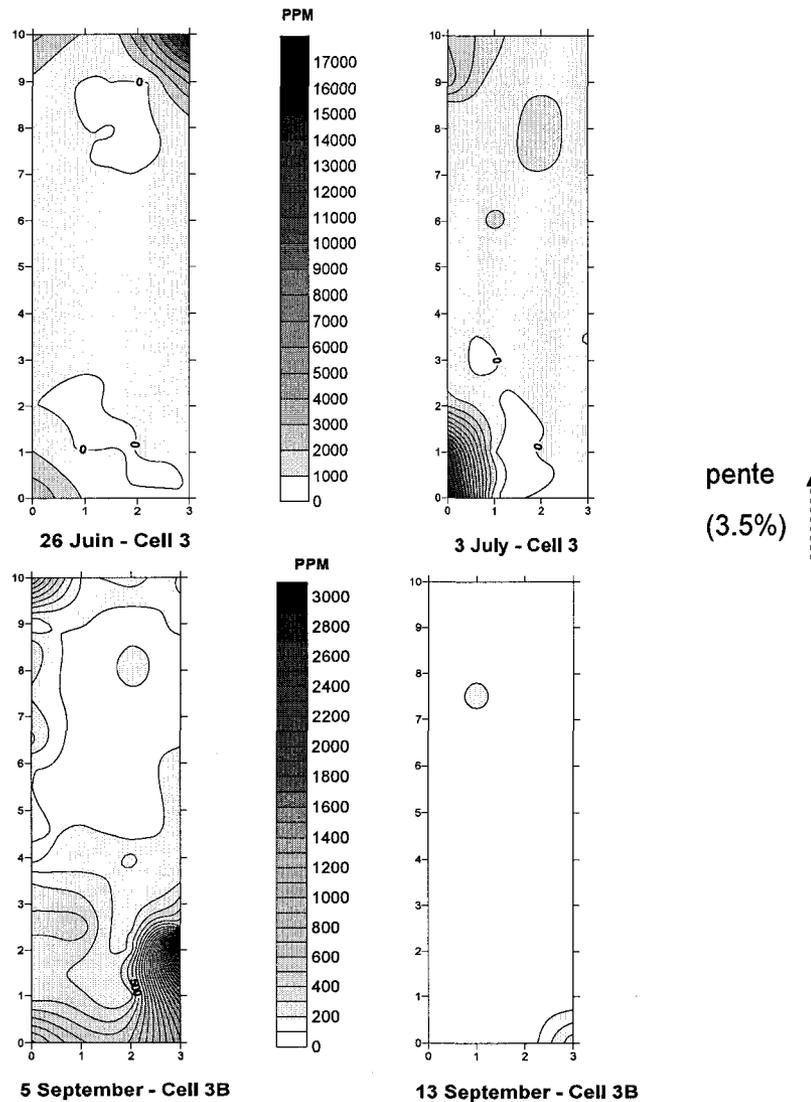


Figure 4-9 - balayage de surface du CH₄ du BOPM- 3 (26 juin et 3 juillet) et du BOPM-3B (5 et 13 septembre)

Problème d'alimentation du BOPM

Après la construction d'un nouveau puits, des particules de limon se sont introduites dans le système de distribution relié au BOPM. Les trous dans les tubes enfouis dans le recouvrement pour la diffusion des gaz n'ont été protégés contre l'infiltration de ces particules que par l'extérieur du réseau et non de l'intérieur. Le BOPM-3 a été privé de biogaz à plusieurs moments et le débitmètre affichait des valeurs non cohérentes (blocage à des valeurs pendant plusieurs jours, valeurs négatifs...) (Tableau 4.5).

Tableau 4.5 - Historique du débitmètre massique pendant la campagne de 2007

date	historique du débitmètre
22 juin au 26 juin	moyenne de flux 30.49 m ³ CH ₄ /jour
27 juin au 3 juillet	données perdues
3 juillet au 7 juillet	moyenne de flux 14.40 m ³ CH ₄ /jour
7 juillet au 9 juillet	bloqué à la valeur de 10.463 et marque comme unité sbm au lieu de ncmd
9 juillet au 11 juillet	moyenne de flux de 10.14 m ³ CH ₄ /jour
11 juillet au 3 aout	fermeture de la valve de control de flux et le débimètre affiche 0.058 ou -0.011
3 aout au 6 aout	bloqué à la valeur de 205 m ³ CH ₄ /jour
6 aout au 20 aout	valeurs négatives -0.011
20 aout	construction de la BOPM-3B à la place de BOPM-3

4.2.2 Résultats du nouveau BOPM

La Figure 4-8 (c) et (d) présente deux profils mesurés sur le BOPM-3B. Le profil (c) a été réalisé le lendemain de grosses averses, quant au profil (d), il a été réalisé pendant une période de sécheresse. Les deux profils montrent une importante chute de la concentration du CH₄. Cette chute commençait à partir des 0,30 mètre, hauteur du recouvrement du sable-compost/gravier. Même dans les couches de gravier, on observe une baisse de la concentration du méthane. On suppose que les infiltrations des eaux de précipitations à travers le substrat aient entraîné de la matière organique, ainsi une population méthanotrophe a pu s'établir dans la couche du gravier. Les valeurs de la concentration de l'oxygène avant oxydation ont été supérieur à 3 % jusqu'à 0,35 mètres pour le profil (c) et jusqu'à 0,50 mètre pour le profil (d).

L'augmentation de la porosité du matériau a conféré au recouvrement un bon drainage des eaux de précipitations. Le profil hydraulique du BOPM, à ces dates, a montré des comportements similaires. Ceci a permis de maintenir un faible degré de saturation en eau, d'où une bonne diffusivité de l'oxygène, ce qui a joué sur les taux d'oxydation. En effet, les

mesures ont montré une nette amélioration de l'efficacité du recouvrement à oxyder le CH₄ et de plus faibles émissions surfaciques; le profil de la Figure 4-9d avait une efficacité d'oxydation de l'ordre de 35 % et celle du profil (a), une efficacité d'environ 44 %. Les émissions surfaciques étaient, respectivement pour les profils (c) et (d), de 169 et 167g/m²/jour. D'après les figures de balayage des surfaces au FID (Figure 4-9 c et d), la moyenne des concentrations des deux surfaces de CH₄ était aux alentours de 300 ppm (excepté les *hots spots* à 3000 ppm)

4.3 Cycles d'échantillonnage courts

Dans le chapitre 4.4, les données du cycle de 52 heures vont être utilisées tout au long de ce chapitre. Par contre, celles de 24 heures, ne seront utilisées que pour l'étude de température au chapitre 4.4.10.

4.3.1 Les données météorologiques des cycles courts (24 et 52 heures)

La Figure 4-10 présente les données météorologiques observées pendant les deux cycles. Le 1^{er} cycle a été précédé par une longue période de sécheresse. La dernière journée de précipitation précédant ce cycle a été le 30 août avec une accumulation de 4,6 mm. Ce cycle a été caractérisé par une nuit froide (5,5°C) par rapport aux normales saisonnières du mois de septembre (entre 8 et 20°C), la pression atmosphérique était stable (101.74 ± 0 % kPa) avec quelques rafales de vent (12,90 km/h).

Quant au 2^e cycle, ses journées ont été marquées par de forts vents au début et à la fin du cycle (35,4 km/h). Il n'y a pas eu de précipitations, mais, contrairement au 1^{er} cycle, la veille des mesures (11 septembre), il y a eu 20 mm de pluie. Les températures de l'air étaient de 13,82°C ± 32 %. Ces températures correspondent aux normales saisonnières. Cependant, la pression atmosphérique a varié entre 99,29 et 101,94 kPa.

Les variables météorologiques ont montré des différences significatives entre le jour et la nuit pendant les deux cycles à l'exception de la vitesse du vent pendant le 1^{er} cycle (Tableau 4.6).

Tableau 4.6 - Coefficient de variation des données météorologiques des deux campagnes et le t-test

Cycle	Variables	moyenne du jour (CV,n*)	moyenne de nuit (CV,n*)	t-test
1 ^{rst}	Température de l'air (°C)	13.05 (26%,32)	10.66 (0%,21)	0.001
	Pression Atm (kPa)	101.76 (0%,32)	101.73 (10%,21)	0.001
	Vitesse du vent (km/h)	6.07 (48%,32)	6.52 (78%,21)	N.S.**
2 nd	Température de l'air (°C)	14.35 (27%,72)	9.94 (17%,43)	0.001
	Pression Atm (kPa)	101.02 (1%,72)	101.39 (0%,43)	0.003
	Vitesse du vent (km/h)	18.09 (60%,72)	6.02 (58%,43)	0.001

*le nombre d'échantillon

**pas de différence significative

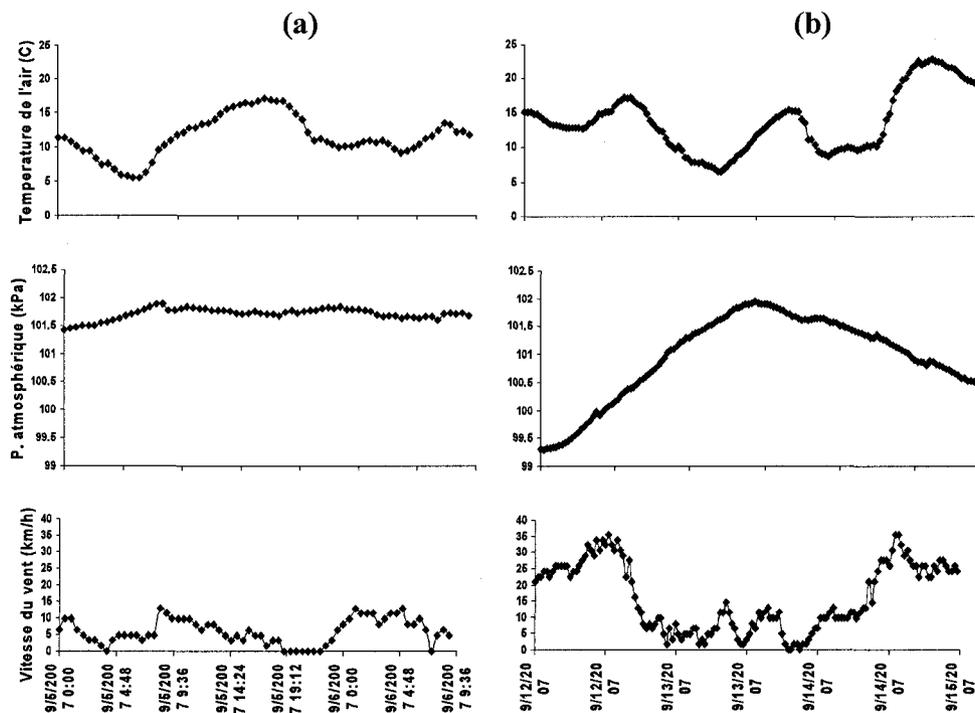


Figure 4-10 - Données météorologique (a) du cycle 1 et (b) du cycle 2

4.3.2 Étude des variabilités spatio-temporelles des profils de CH₄ et des émissions surfaciques : présentation des résultats du cycle de 52 heures

Dans ce sous-chapitre, les variabilités des concentrations de CH₄ et des émissions surfaciques de CH₄ et de CO₂ pendant un court cycle d'échantillonnage de 52 heures dans les BOPM 1 et 3B y sont analysées.

4.3.2.1. Profils de concentration de CH₄

Pour les concentrations de CH₄ du BOPM-1, deux différents comportements ont pu être distingués : celles mesurées au profil 1, d'un côté, et celles mesurées aux profils 2, 3 et 4, de l'autre (Figure 4-11). Au profil 1, une diminution des concentrations à travers tout le recouvrement peut être constatée. Pour le reste du BOPM, ces concentrations n'ont subi de réduction marquante qu'à partir des 0,05 mètre.

Pour le BOPM-3B, d'après la Figure 4-11, deux groupes de profils de concentrations ont pu être distingués; les concentrations de CH₄ mesurées aux profils 1 et 2, et celles des profils 3 et 4. Les concentrations de CH₄ mesurées aux deux derniers profils (3 et 4) ont montré une diminution plus prononcée du CH₄ à mesure qu'on se rapproche de la surface du sol.

Pour la BOPM-1, on peut remarquer que les concentrations du profil 1 ont commencé à avoir une différence significative avec celles des autres profils à partir de 0,60 mètre. Quant au BOPM-3B, les concentrations des profils 3 et 4 ont commencé à se distinguer à partir de 0,30 mètre.

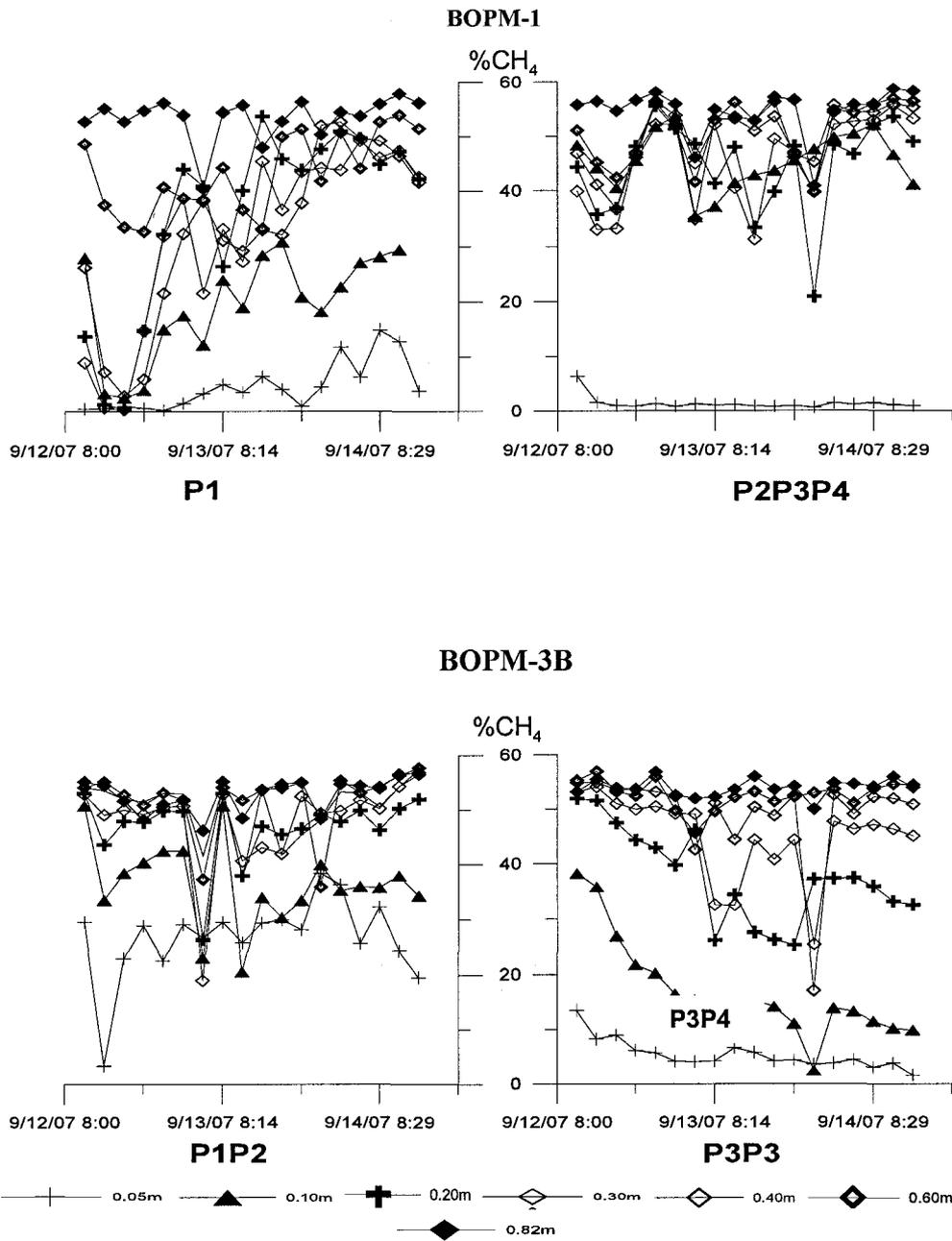


Figure 4-11 - Profils de concentrations du CH₄ des BOPMs 1 et 3B (P1, P2, P3 et P4 sont les profils sur chaque BOPM, voir figure 3.2a)

4.3.2.2 Émissions surfaciques de CH₄ et CO₂

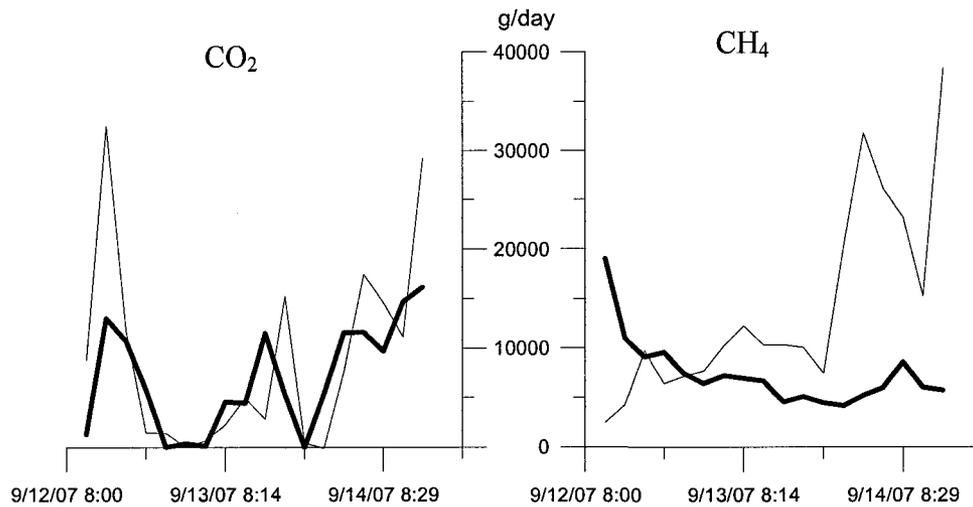


Figure 4-12 - Émissions surfaciques de CH₄ et de CO₂ des BOPMs —1 et — 3B

D'après la Figure 4-12, on peut remarquer que les flux de CH₄ des deux BOPMs ont été différents. En effet, la moyenne du BOPM-1 pendant la campagne était de 525 g/m²/jour \pm 71 %. Celle du BOPM-3B, par contre, a été de 275 g/m²/jour \pm 47 %. Pour les émissions surfaciques de CO₂, la Figure 4-12 montre des émissions moyennes des 2 BOPMs de l'ordre de 300 g/m²/jour.

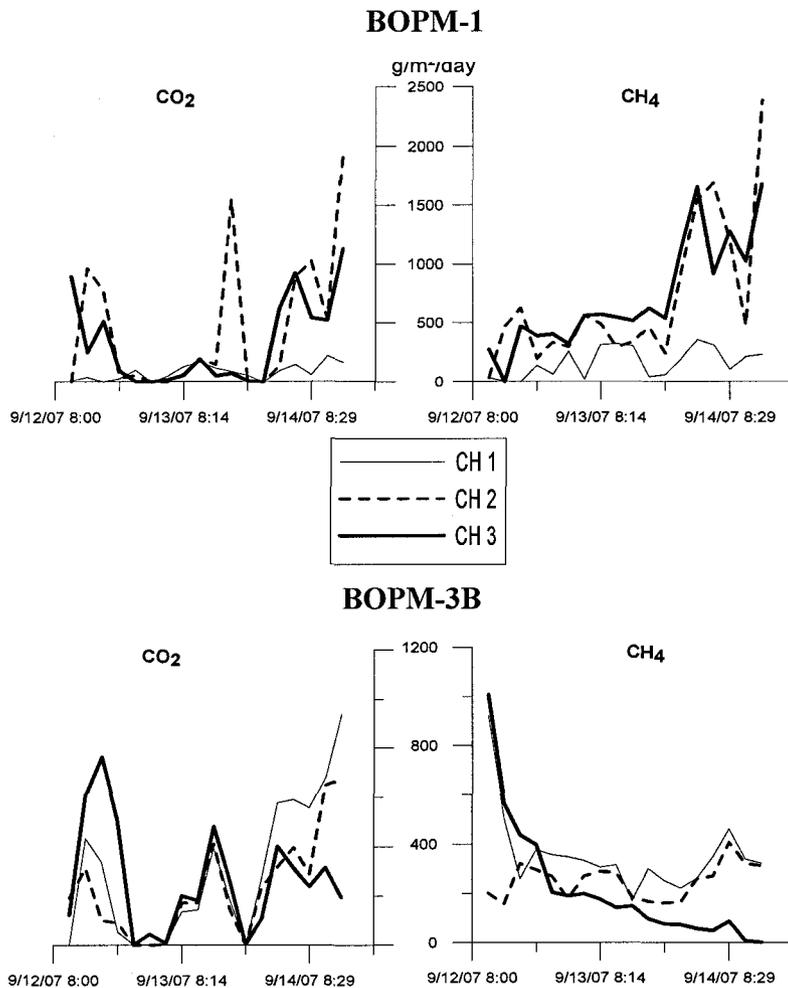


Figure 4-13 - Émissions surfaciques des deux BOPMs par point d'échantillonnage. La nomenclature « CHx » correspond au point d'échantillonnage numéro x sur le BOPM (Figure 3-7)

Quand à la Figure 4-13, elle montre les variations des émissions surfaciques de CH₄ et de CO₂ des trois points d'échantillonnage de chaque BOPM.. Pour le BOPM-1, les émissions surfaciques de CH₄ et CO₂ ont été différents pour chaque point d'échantillonnage.

On peut remarquer que les émissions au point d'échantillonnage CH1 ont été différentes des deux autres; les émissions de CH₄ et de CO₂ ont été plus faibles. À ce point, la moyenne des émissions de CH₄ a été de 163g/m²/jour et celle du CO₂ de 81g/m²/jour.

Pour le BOPM-3B, les mesures échantillonnées aux trois endroits ont été différentes quantitativement pour le CH₄ et pour son évolution dans le temps. Par contre, pour le CO₂, les

valeurs des émissions aux trois points n'ont pas démontré de différence significative. La moyenne des trois a été de $263 \text{ g/m}^2/\text{jour} \pm 32\%$.

4.3.3 Étude des variabilités temporelles des profils de CH_4 et des émissions surfaciques : discussion (cycle de 52 heures)

D'après cette étude, malgré la courte durée de l'échantillonnage et la faible superficie des BOPMs, on a pu observer des variations temporelles et spatiales importantes. En effet, les lieux d'enfouissement sanitaires constituent des environnements dynamiques extrêmement complexes. Une multitude de facteurs, dont la majorité n'est pas contrôlable et qui interagissent souvent entre eux interviennent dans les processus de dégradation de la matière organique et de l'écoulement du biogaz, principal mécanisme impliqué dans le captage des biogaz et leurs émissions dans l'environnement (Héroux, 2008).

À cause de l'interaction de ces facteurs, les émissions surfaciques et les concentrations de gaz subissent des variabilités temporelles très importantes. L'écoulement des gaz se fait dans l'espace poreux, un milieu très hétérogène. Les conditions météorologiques ont une grande responsabilité sur ces variabilités; le vent provoque une chute de pression à la surface du sol qui résulte en une augmentation du gradient de pression entre le bas et le haut du BOPM. Les changements de pression atmosphérique affectent le transport des gaz dans les recouvrements des sites d'enfouissement (Galles et al. 2001). Les précipitations augmentent la saturation des sols, diminuant ainsi leur teneur en air.

Comme il est reconnu que l'oxydation du méthane dans les recouvrements affecte les concentrations de ce gaz et les émissions surfaciques (Bogner et al. 1997a). Les profils de gaz dans les BOPMs sont complexes. La distribution des concentrations dépend de la diffusion, des réactions et de l'écoulement des gaz (Visscher et al. 1999). Visscher et al. (2001) ont trouvé une corrélation positive entre la concentration du méthane et les taux d'oxydation. Si le flux de méthane est trop élevé, par contre, ceci empêche la diffusion de l'oxygène dans le sol, réduisant ainsi considérablement l'oxydation.

D'après la Figure 4-14, on peut remarquer que les émissions surfaciques de méthane du BOPM-1 ont été très influencées par les changements de la pression atmosphérique. Ce BOPM a été alimenté directement par les déchets. L'effet des changements de la pression atmosphérique a donc été très corrélé négativement avec les émissions surfaciques avec un coefficient de régression $R^2=0,92$. Ce coefficient se rapproche de celui trouvé par Czepiel et al. (2003) de l'ordre de 0,93. Une augmentation de la pression atmosphérique implique une diminution du gradient de pression totale entre le bas et le haut du recouvrement, et donc sur la direction du flux convectif. Gebert et Groengroeft (2005) ont trouvé que les émissions de méthane dans leur biofiltre étaient sensibles aux changements de pressions atmosphériques même pour des valeurs en dessous de 0,10kPa. Il en résulte en une grande variabilité des quantités et de la direction des émissions surfaciques, et des concentrations de CH_4 dans le sol.

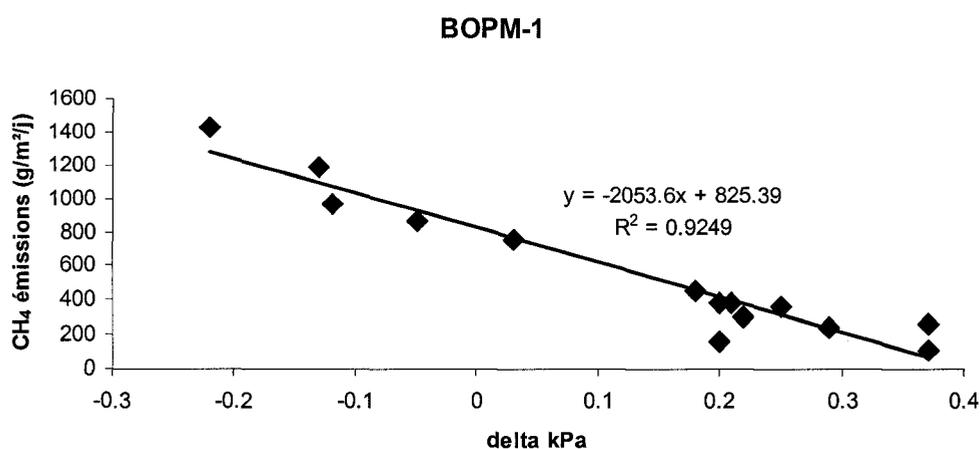


Figure 4-14 - Évolution du flux surfacique de CH_4 en fonction de la différence de la pression atmosphérique

Par contre, le BOPM-3B a été alimenté par un réseau relié à un puits de biogaz. Les résultats n'ont pas montré de corrélation significative entre les émissions surfaciques et les changements de pression atmosphérique. Les variations de flux à la surface ont été surtout causées par les variations du flux de biogaz entrant ($R^2=0.68$) (Figure 4-15).

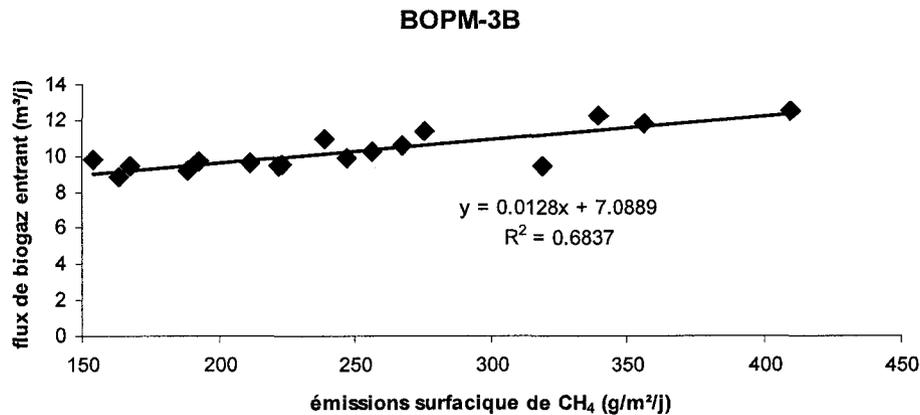


Figure 4-15 - Émissions surfaciques de méthane et du flux de biogaz entrant

Des corrélations entre les émissions surfaciques et les concentrations de méthane à 0,10 mètre ont été obtenues seulement sur les profils des BOPMs qui représentaient une dégradation significative de méthane (Figure 4-16); le profil 1 du BOPM-1 et les profils 3 et 4 du BOPM-3B. Jones et Nedwell (1983) ont rapporté que les variabilités saisonnières des émissions de méthane d'un site d'enfouissement au sud de la Bretagne sont corrélées avec les concentrations de méthane près de la surface du sol.

Dans ces profils, les quantités de CH₄ émises à la surface ont été fonction des concentrations qui se trouvaient dans le sol; plus les concentrations étaient élevées, plus les flux surfaciques étaient forts. Ceci peut s'expliquer par l'oxydation car les émissions de CH₄ augmentent avec l'augmentation de leurs concentrations. Les variations des facteurs du milieu ont agi sur l'oxydation qui, elle, à son tour, a influencé les émissions surfaciques. Par contre, sur les autres profils des deux BOPMs, aucune corrélation significative n'a pu être repérée.

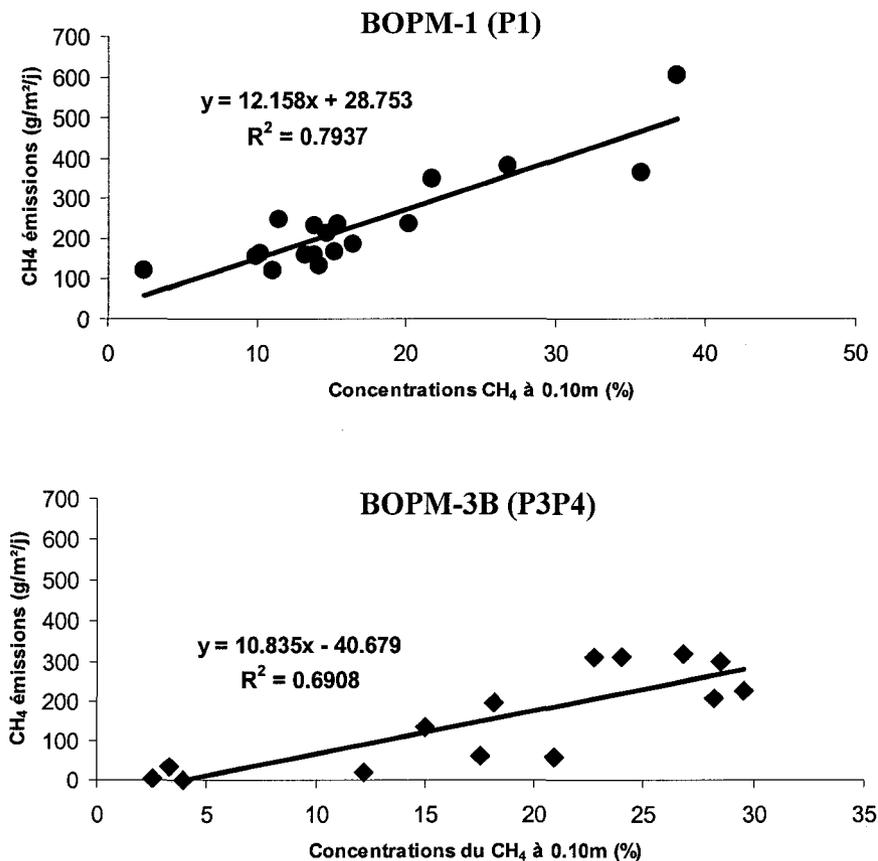


Figure 4-16 - Évolution des flux surfaciques de CH₄ en fonction de la concentration du CH₄ mesurée à 0,10 mètre

Un des facteurs qui a influencé les concentrations de méthane dans le sol a été la température. D'après la Figure 4-17, on peut remarquer une corrélation négative entre la température du sol à 0,10 mètre et les concentrations du méthane à la même profondeur. Une réduction de la concentration du méthane à 0,10 mètre de la surface du sol a été accompagnée par une réduction des émissions surfaciques. Ceci peut s'expliquer par la dégradation du méthane par la cinétique d'oxydation. Whalen et Reeburg (1992) ont rapporté que la température influence la production du méthane et son oxydation. Visscher et al. (2001) ont montré que, typiquement, l'oxydation augmentait avec l'augmentation de la température. Dans le chapitre 4.4.9, vous trouverez une discussion plus détaillée sur la température.

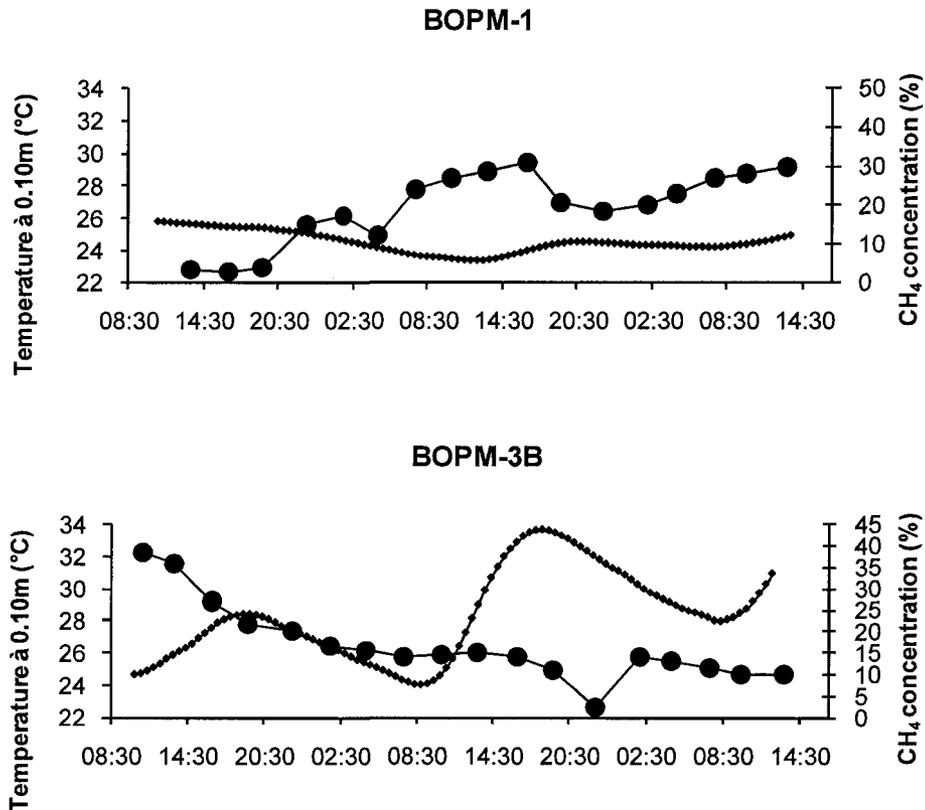


Figure 4-17 - Évolution de la concentration du CH₄ mesurée à 0,10 mètre (●) et de la température à la même profondeur (■)

D'après les tests statistiques, les variations spatiales des points d'échantillonnage des émissions surfaciques coïncident avec les différents groupes de profils de gaz des deux BOPM; pour le BOPM-1, les flux au point d'échantillonnage CH1 qui correspond au profil 1 ont été différents des flux aux points d'échantillonnage CH2 et CH3. Pour le BOPM-3B, les flux au point d'échantillonnage CH1 qui correspond aux profils 1 et 2 ont été différents du reste du BOPM.

Les variations spatiales des émissions sont difficiles à quantifier à cause de l'hétérogénéité des recouvrements et des déchets (Abichou et al. 2006). Les émissions des sites d'enfouissement sont très variables. Bogner et al. (2006) ont rapporté qu'elles peuvent varier de sept ordres de grandeur (de 0,0004 à 4000g/m²/j). Prosser et Janachek (1995) ont rapporté que la pression

des biogaz résultants de la décomposition des déchets varie entre une à quatre atmosphères, causant ainsi des émissions surfaciques variées. La variabilité des propriétés des recouvrements et des débits de biogaz affecte aussi l'oxydation. Par conséquent, les taux d'efficacité sont différents et la localisation des fronts d'oxydation varie selon un espace tridimensionnel.

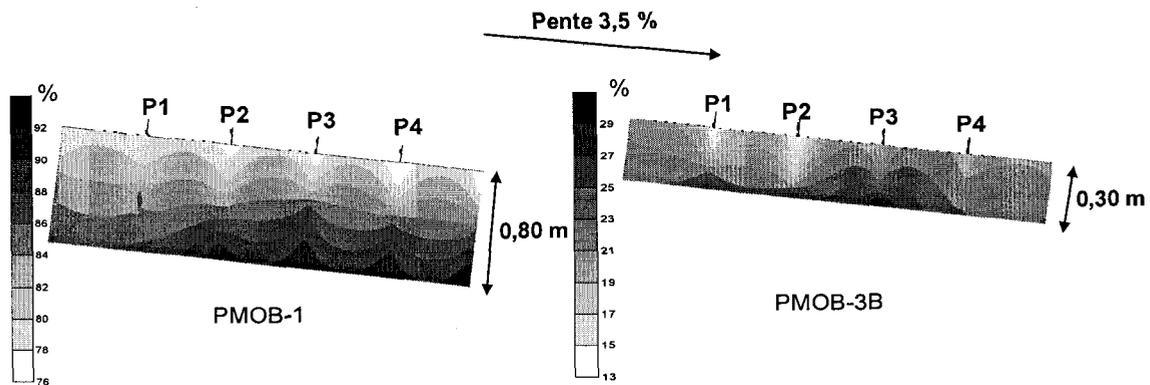


Figure 4-18- Degrés de saturation en eau des 2 BOPMs

Les degrés de saturation en eau ont été variables au sein du même BOPM (Figure 4-18). Ceux du BOPM-1 ont été très élevés. Au niveau du profil 1, ce degré a atteint 86 %, et 92 % au niveau des autres profils (P2,P3 et P4). Au 1^{er} profil, malgré cette haute saturation, l'air atmosphérique arrivait quand même à diffuser à travers le recouvrement. Pour les autres profils, on a eu une très faible diffusivité de l'air atmosphérique. Donc, l'oxydation du méthane a été différente selon la disponibilité de l'oxygène. D'après la Figure 4-19a, on peut remarquer, au profil 1, une importante dégradation du méthane entre les 0.40 et les 0.60m de la surface du sol signe d'une faible diffusivité du méthane et d'une profonde pénétration de l'oxygène. Par contre, pour les autres profils (2,3 et 4), la dégradation a été beaucoup moins prononcée et la concentration du méthane est restée élevée à 0,10 mètre (40 %v/v) (Figure 4-19b).

Pour le BOPM-3B, les degrés de saturation en eau ont été faibles par rapport à ceux du BOPM-1. Au niveau des profils 3 et 4, ces degrés ont été les plus élevés par rapport aux autres profils. Contrairement au BOPM-1, ceci a agi comme un filtre offrant un temps de résidence au gaz plus long. Ainsi, le flux de méthane a été plus faible et a permis une bonne diffusivité de l'oxygène. D'après la Figure 4-19c, la pénétration de l'oxygène a été plus importante à ces

profils qu'aux profils 1 et 2. Aux profils 3 et 4, la concentration de l'oxygène mesurée a été de 4,4 % à 0,10 mètre et de 2,1 % à 0,20 mètre. Par contre, pour les profils 1 et 2, cette concentration a été de 1,2 % à 0,10 mètre et de 1,1 % à 0,20 mètre (Figure 4-19d). La variabilité de la teneur en eau a eu une influence significative sur les variations spatiales des flux et des concentrations. Généralement, la teneur en eau a trois fonctions principales ; (1) elle offre les conditions propices à l'oxydation du méthane pour les bactéries méthanotrophes (2) elle affecte la pénétration de l'oxygène dans le sol et (3) elle influence le transport du méthane dans le sol (Boeckx et al. 1996).

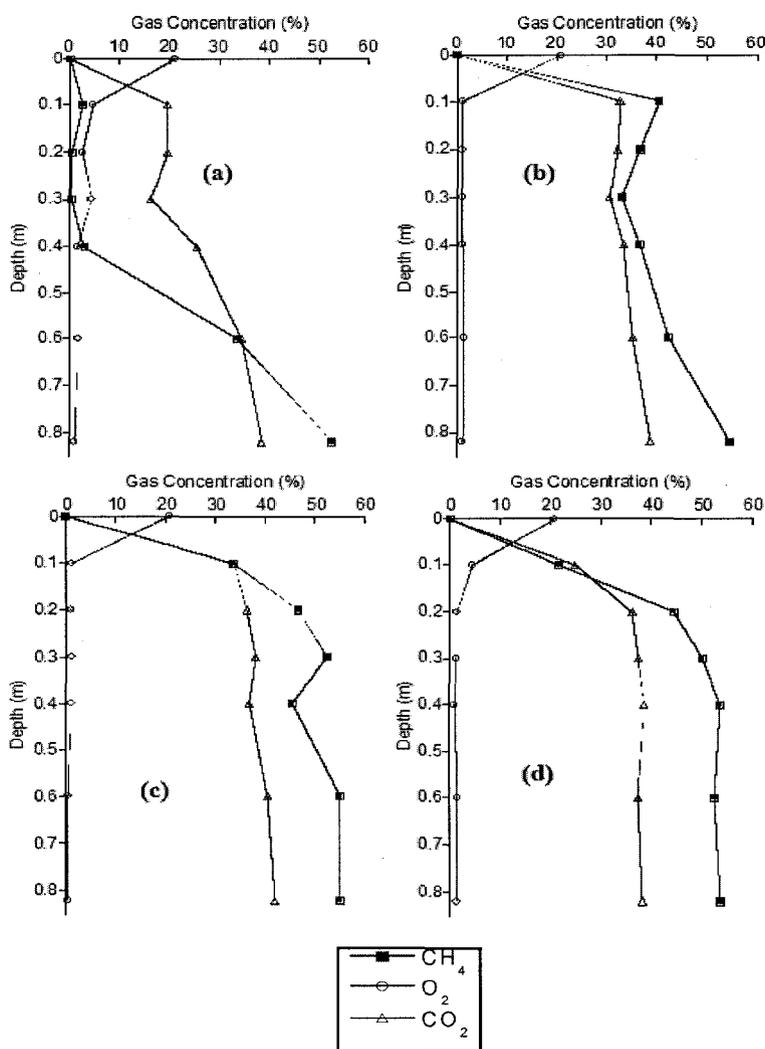


Figure 4-19 - Exemple de profils de gaz du BOPM-1 (a) au profil 1; et (b) aux profils 2, 3 et 4, et du BOPM-3B (c) aux profils 1 et 2; et (d) 3 et 4

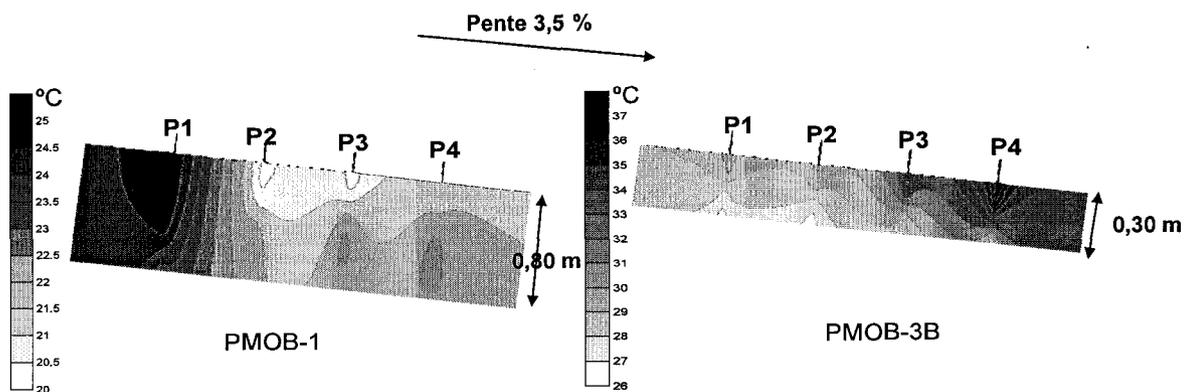


Figure 4-20 - Profils typiques de température des deux BOPMs pendant les 52 heures

D'après la Figure 4-20, on peut remarquer aussi que les groupes de profils de gaz (voir chapitre 4.3.2.1) coïncident avec ceux de la température. En effet, la température au profil 1 a été plus élevée que le reste du BOPM-1 et qu'aux profils 3 et 4 pour le BOPM-3B. L'augmentation de la température de ces régions a été causée par la présence d'une activité microbiologique qu'on peut assimiler à l'oxydation. La libération de l'énergie par l'oxydation du méthane a donc engendré l'augmentation de la température du milieu ce qui, d'une part, a amélioré les conditions de résidence de ces bactéries et, d'autre part, a augmenté l'efficacité du recouvrement dans les conditions optimales de température. Ceci a été remarqué par Maurice et al. (2006) qui ont observé que l'énergie thermique générée par l'oxydation du CH_4 sur un site d'enfouissement ($2,9 \cdot 10^6$ KJ/mois) était suffisante pour évaporer 1120 kg d'eau par mois.

4.3.4 Variations spatiales et temporelles de l'oxydation durant le cycle de 52 heures

Pour le BOPM-1, l'efficacité d'oxydation était (moyenne \pm CV) 67,2 % \pm 15 %. Pour le BOPM-3B, cette moyenne a été de 24,2 % \pm 38 %. Sur la Figure 4-21, les taux d'oxydation sont présentés à trois profondeurs différentes (0,05, 0,10 et 0,20 mètre) et selon le même regroupement de profils que celui obtenu avec l'analyse de variance des concentrations de CH_4 . Ces profondeurs ont été choisies, car elles représentent les taux d'oxydation les plus importants.

Les profils dans un même BOPM ne présentent pas les mêmes taux d'oxydation. Pour le BOPM-1, aux profils 2,3 et 4, l'oxydation a été élevée à 0,05 mètre (70 % ± 12 %) et faible à 0,10 mètre (4,9 % ± 51 %) et à 0,20 mètre (5,3 % ± 89 %). Le fort flux ascendant de méthane a réduit la profondeur de pénétration de l'O₂. Par exemple, pour la 17^{ème} mesure (m17), la concentration de l'O₂ avant oxydation a été de 20,56 % à 0,05 mètre, de 5,43 % à 0,10 mètre et de 2,11 % à 0,20 mètre.

Pour le profil 1, l'écart entre les efficacités d'oxydation par profondeur a été plus réduit. À 0,05 mètre, la moyenne d'oxydation a été de 57 % ± 44 %, de 27 % ± 78 % à 0,10 mètre et de 18,7 % ± 151 % à 0,20 mètre.

Pour le BOPM-3B, c'est aux profils 3 et 4 qu'on a observé des efficacités élevées (41 % ± 29 %). La concentration de l'oxygène a été plus importante à ces profils pour ces profondeurs. Pour les profils 1 et 2, et les profils 3 et 4, on a eu respectivement à 0,05 mètre 10,91 et 20,02 %, à 0,10 mètre 8,79 et 16,33 %, et à 0,20 mètre 7,43 et 11,15 %.

Dans la littérature, plusieurs tests ont été menés pour étudier la variation des taux d'oxydation dans le temps, mais ces tests s'étalaient sur de longues périodes, comme sur une année, par exemple. Chanton et Liptay (2000) ont constaté une grande différence dans les taux d'oxydation selon les saisons. Par exemple, l'hiver, les taux d'oxydation se situaient entre 3 et 5 %. Par contre, pendant l'été, ces taux atteignaient les 53 %. Mais, à ma connaissance, aucune étude de variabilité d'oxydation *in situ* n'a été menée pendant un court cycle d'échantillonnage.

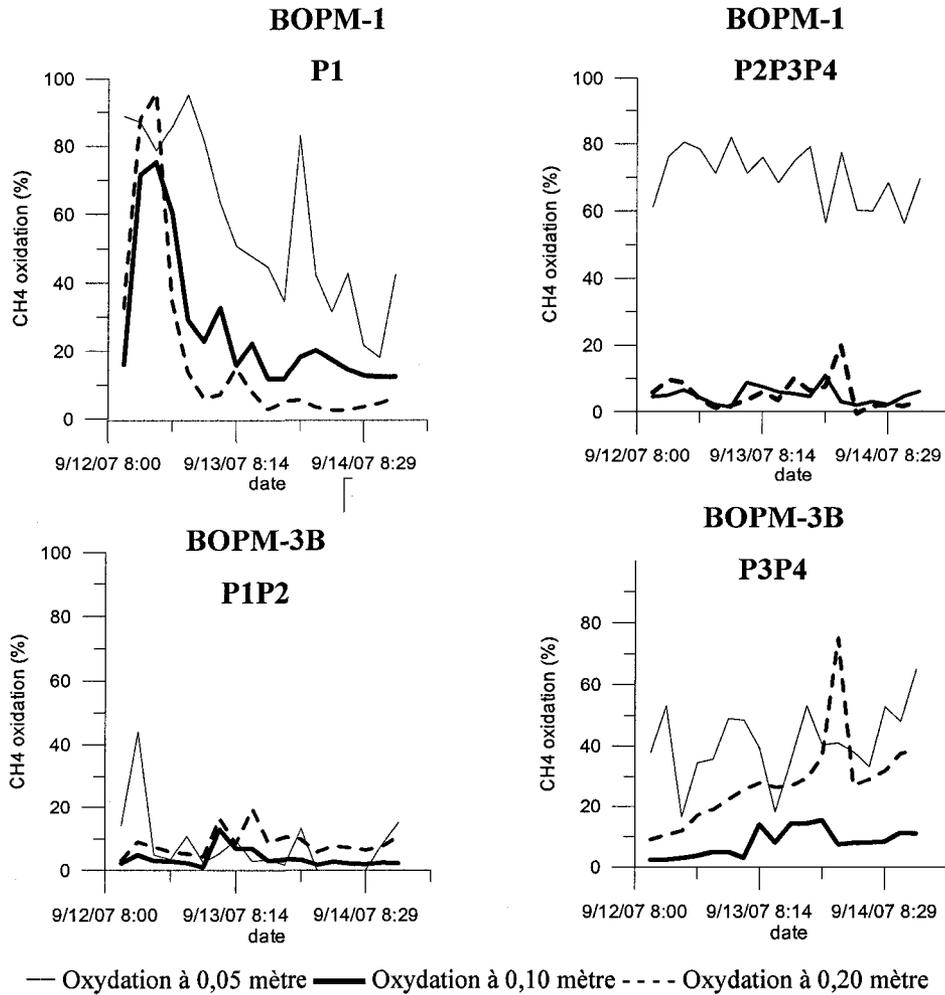


Figure 4-21 - Variation de l'oxydation à trois profondeurs des deux BOPMs 1 et 3B pendant les 52 heures

4.3.5 Exemples de profils de concentration de gaz du BOPM-3B pendant le cycle de 52 heures

Sur la Figure 4-22, trois profils y sont présentés à trois journées différentes. Pendant ces trois journées, la position du front d'oxydation a été :

- pour la 1^{ère} journée, près de 0,10 mètre de la surface du sol
- pour la 2^e journée, en-dessous de 0,20 mètre
- pour la 3^e journée, localisée près de 0,20 mètre.

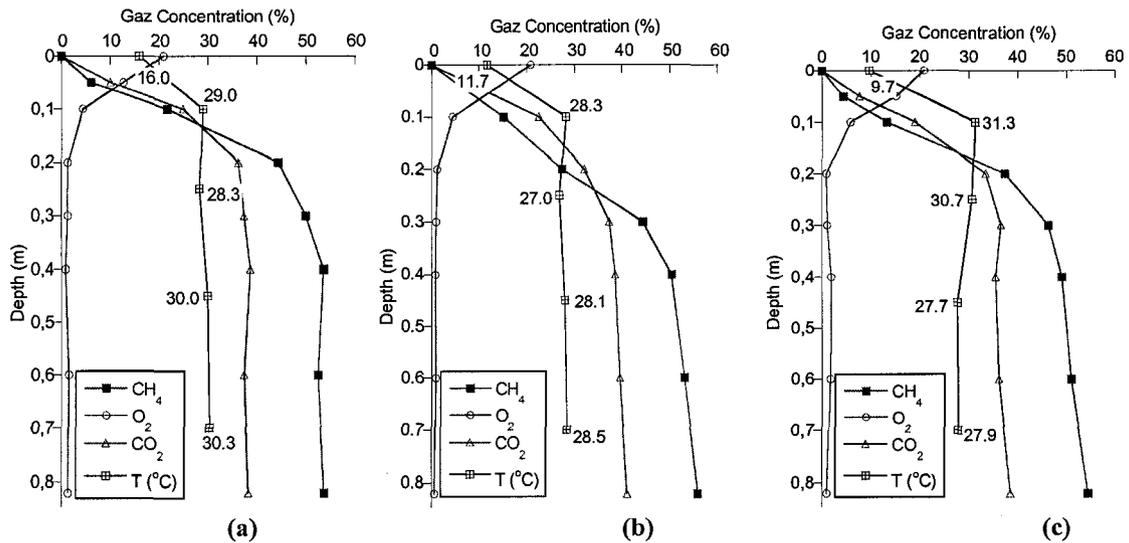


Figure 4-22 - Trois profils de la moyenne de concentration du BOPM-3B des points P3 et P4 du(a) 12; (b) 13 et(c) 14 Septembre

D'après l'équation 4.12, pendant les deux dernières journées, la pénétration de l'oxygène a été la plus importante, la concentration de l'O₂ avant oxydation supérieure à 3 % s'est rendue jusqu'à 0,40 mètre (dans la couche de gravier ¼). Par contre, pour la 1^{ère} journée, cette concentration n'a atteint que les 0,30 mètre. Ceci peut s'expliquer par les flux de CH₄ entrant (Figure 4-23). La moyenne du flux a été respectivement pendant les 3 journées de 12,31, 10,41 et 9,41 m³/j. La baisse du flux de biogaz a donc rendu la pénétration de l'oxygène plus facile et donné plus de temps aux bactéries pour oxyder le CH₄, tout en impliquant un front d'oxydation plus profond pendant les deux dernières journées. Malgré que le débit de CH₄ a été le plus faible pendant la 3^e journée, le front d'oxydation de la 2^e journée a été le plus profond. Ceci peut être causé par la pression atmosphérique; cette journée (la 2^e) a été caractérisée par une forte pression et a correspondu au pic observé pendant ce cycle (les moyennes des pressions atmosphériques ont été, respectivement pour les trois journées, de 100,7, 101,9 et 101,39 kPa). Cette augmentation de la pression atmosphérique a impliqué une diminution du gradient de pression totale entre le bas et le haut du BOPM, ainsi qu'une augmentation de la quantité de l'O₂ disponible pour l'oxydation, permettant ainsi le déplacement du front vers des zones plus profondes.

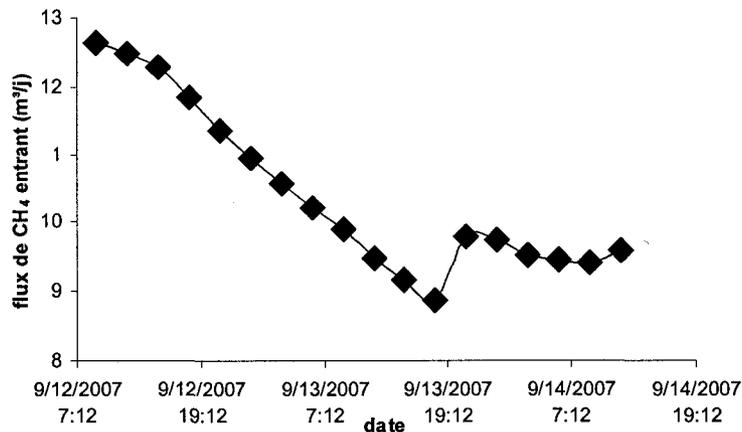


Figure 4-23 - Variation du flux de CH₄ entrant dans le BOPM

4.3.6 Exemples de profils de concentration de gaz du BOPM-1 pendant le cycle de 52 heures

D'après la Figure 4-24, on peut remarquer 3 différents niveaux d'oxydation par jour pour le profil 1 :

- 1- Dès les premières mesures, une importante efficacité d'oxydation (moyenne 87 % à 0,05 mètre)
- 2- Le lendemain, l'efficacité a diminué (55,8 % à 0,05 mètre)
- 3- La dernière journée, elle est devenue relativement faible (31,2 % à 0,05 mètre)

On remarque l'existence d'une importante chute des concentrations de CH₄ entre les profondeurs à 0,40 et 0,60 mètre pendant la première journée de mesure. Par exemple, cette concentration de CH₄ a été de 37 % à 0,60 mètre et de 7 % à 0,40 mètre (ou bien respectivement 41 % et 21 % vers la fin de la journée).

Pour cela, les degrés de saturation en eau à 0,40 mètre ont été calculés. Pour la 1^{ère} journée, le degré de saturation en eau en bas du BOPM (moyenne de la saturation à 0,60 et 0,80 mètre) a été de 80 % contre 75 % pour les deux jours qui ont suivi.

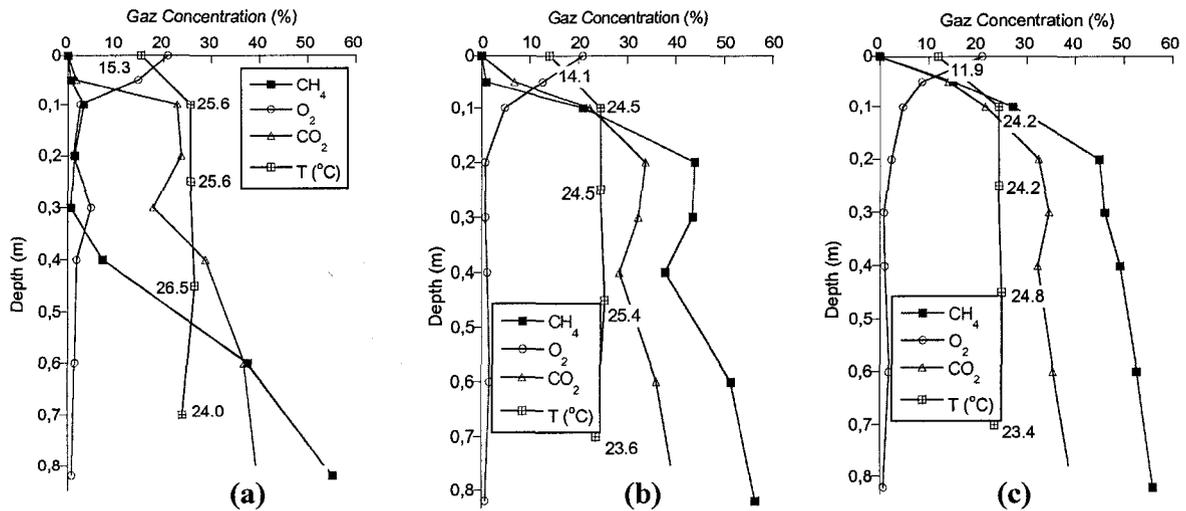


Figure 4-24 – Trois profils de concentration du BOPM-1 du profil P1 des (a) 12; (b) 13 et (c) 14 Septembre

D'après la courbe de perméabilité à l'air, pour une saturation de 80 %, la valeur du coefficient k_a est de $8,5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ et pour une saturation de 75 %, $k_a = 4,3 \times 10^{-12} \text{ m}^2$. Les précipitations ont une influence directe sur le degré de saturation en eau. L'augmentation de ce degré de saturation a impliqué une diminution de la perméabilité à l'air et donc du transport par voie gazeuse (Boeckx et Van Cleemput, 2000 ; Humer et Lechner, 2001). Stein et al. (2001) ont observé, pour leur modèle numérique de transport de gaz dans le sol, qu'avec une perméabilité à l'air supérieure à 10^{-12} m^2 , le temps d'incrémentaire diminuaient considérablement. Ainsi, pour les deux autres journées, le débit des biogaz a été plus élevé et a provoqué l'augmentation de la concentration du CH_4 à des profondeurs proches de la surface du sol, et empêcher une profonde pénétration de l'oxygène. (Figure 4-24).

Pendant la 1^{ère} journée, les taux d'oxydation ont été les plus élevés. Pendant cette journée, la concentration de l' O_2 supérieure à 3 % avant oxydation a atteint pratiquement les 0,70 mètre. Pour les autres journées, par contre, cette concentration n'a pas dépassé les 0,40 mètre. La diminution du degré de saturation en eau a engendré une augmentation du flux de CH_4 , diminuant la profondeur de pénétration de l'oxygène, d'où l'efficacité de l'oxydation. Pour les émissions surfaciques de CH_4 , on est passé d'une moyenne de $46,50 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ pour la première journée à $207 \text{ g/m}^2/\text{jour}$ pour le reste de la campagne.

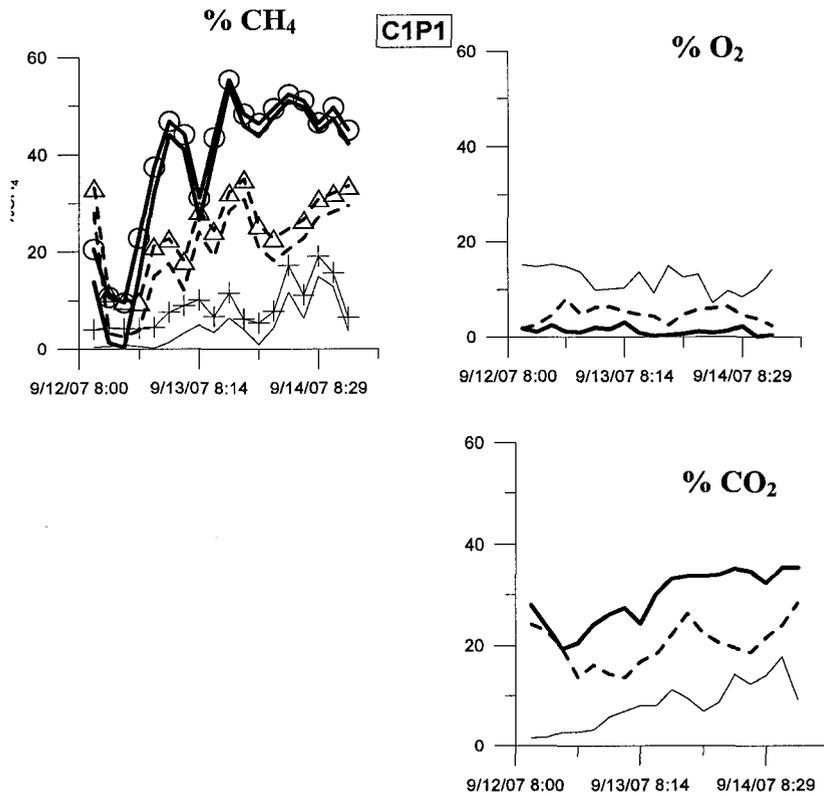


Figure 4-25 - Variation des concentrations du CH₄, CO₂ et O₂ du profil P1 du BOPM-1 pendant les 52 heures

— % à 0,05 m - - % à 0,10 m — % à 0,20 m + % du CH₄ avant oxydation 0,05 m - Δ - - % du CH₄ avant oxydation à 0,10 m —○— % du CH₄ avant oxydation à 0,20 m

D'après la Figure 4-25, on remarque que la concentration de CH₄ aux 3 profondeurs (0.05, 0.10 et 0.20 m) a été faible et se superposait pendant le début du cycle. À partir de la 2^{ème} journée, l'écart de concentrations entre les profondeurs a commencé à croître et est devenu plus important la dernière journée. La différence entre les concentrations de CH₄ avant et après oxydation n'a pas été considérable à ces profondeurs. La concentration du CO₂ a eu le même comportement que celui du CH₄, quant à celle de l'O₂, les fluctuations ont été plus importantes à 0,05 mètre.

4.3.7 Effet du vent sur la méthode d'échantillonnage

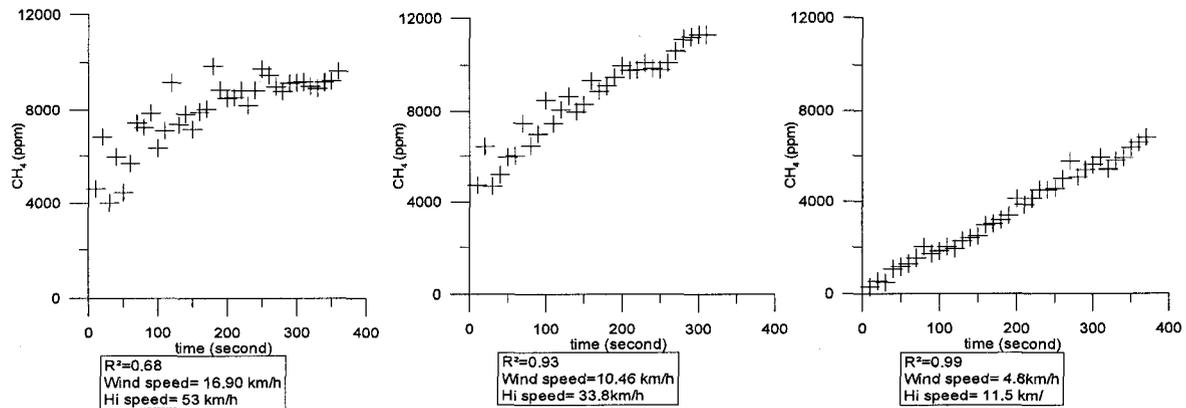


Figure 4-26 - Figures de l'évolution de la concentration du CH₄ dans la chambre statique à différents moments de la campagne

La Figure 4-26 représente la variation de la concentration de CH₄ dans les chambres statiques par rapport au temps. Selon ces courbes, il a été remarqué que la vitesse du vent a une influence significative sur le coefficient de détermination R² lors du traçage de la pente dC/dt . Au fur et à mesure que la vitesse du vent augmente, le coefficient baisse, indicateur d'une influence sur la qualité de prise des mesures.

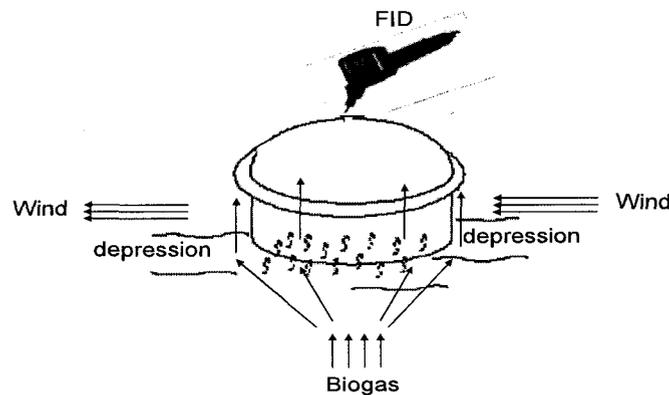


Figure 4-27 - Effet du vent sur les émissions surfaciques

En effet, le régime permanent dans la chambre statique est atteint quand la pression dans celle-ci et celle dans le sol sont égales. Or, quand le vent souffle, une dépression se forme autour de la chambre. La pression dans cette dernière est plus élevée qu'à l'extérieur, car ses

parois atténuent localement cet effet (Figure 4-27). Par conséquent, la remontée des biogaz va être accéléré par l'augmentation de cette différence de pression entre le bas et le haut du BOPM et vont avoir tendance à contourner la région recouverte par la chambre.

Cette instabilité de la pression atmosphérique autour de la chambre à cause des changements de fréquence du vent va donc se traduire par une non-linéarité de la variation de la concentration de CH₄ à l'intérieur. Par conséquent, le coefficient de détermination de la régression linéaire R² de dC/dt diminue. L'*Environmental Protection Agency*, dans son rapport, suggère d'avoir un R² supérieur ou égal à 0,80 (USEPA, 2003)

Dans la littérature, l'effet du vent sur les émissions surfaciques a été étudié. Rochette et Hutchinson (1987) ont conclu que les turbulences autour de la chambre ont un grand effet sur les flux des gaz mesurés. Kimball (1983) attribue une augmentation de 25 % au flux des gaz pour un sol sableux sec à cause de ces turbulences. Hutchinson et Mosier (1981) ont conçu une conduite d'évacuation qui transmet les changements des pressions autour de la chambre et minimise ainsi les effets de la différence de la pression sur la mesure du flux.

4.3.8 Profil hydraulique et influence sur les émissions pendant le cycle de 52 heures

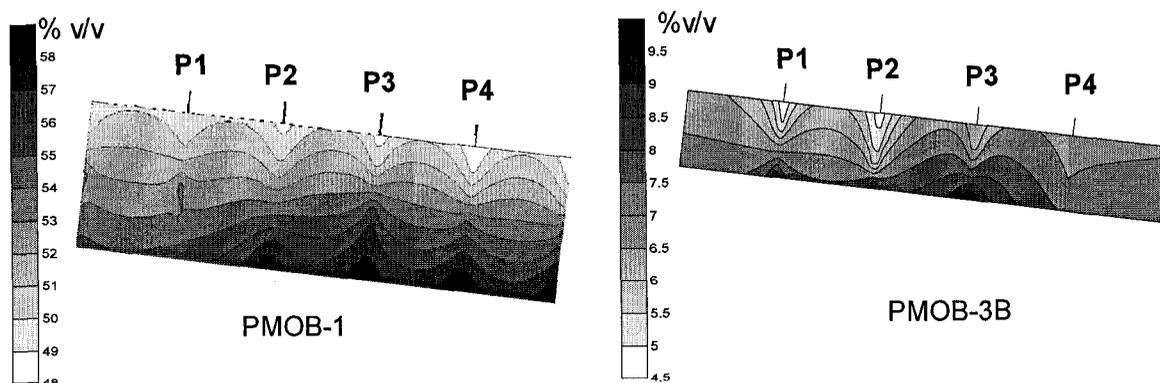


Figure 4-28 - Profil de la teneur en eau volumique dans les BOPMs 1 et 3B pendant le 2^e cycle

La figure de profil de teneur en eau (Figure 4-28) montre une accumulation d'eau à l'interface de la couche de sable-compost/gravier du BOPM-1. Benson et Othman (1993) ont fait

plusieurs essais sur le compost et en sont venus à la conclusion que le compost a les caractéristiques désirées pour former une barrière capillaire avec un matériau plus grossier. Elle peut jouer un double rôle : diminuer la pénétration de l'eau dans les déchets et les flux de biogaz (Berger et al, 2005). Par contre, le blocage des biogaz engendre une augmentation de la pression. Les recouvrements de compost sont des matériaux qui ont une plus grande résistance au cisaillement que ceux faits d'argile compactée (Benson et Othman, 1993). Les *hot-spots* détectés lors du balayage au FID ont été plus intenses sur l'interface recouvrement/polystyrène, ce qui représente le point faible des deux BOPMs. Pour le BOPM-3B, la Figure 4-28 ne montre pas l'effet de barrière capillaire sous le substrat, il n'y a pas d'augmentation de la teneur en eau dans le sens de la pente, ce qui permet de croire que la longueur de transfert est faible.

D'ailleurs, la longueur de transfert (L) est la distance horizontale à partir du haut de la pente à partir de laquelle le débit maximal (Q_{\max}) est atteint (Parent et Cabral, 2006). Elle se calcule selon ces équations :

$$L = \frac{Q_{\max}}{q} \quad (\text{Équation 4.13})$$

$$Q_{\max} (m^2 / s) = \int_{\psi_{CBC}}^{\psi_{CRC}} k(\psi) d\psi \quad (\text{Équation 4.14})$$

- $k(\psi)$ est la conductivité hydraulique relative (m/s) en fonction de la succion
- ψ_{CRC} et ψ_{CBC} sont respectivement les succions (m) dans les sols fins et grossiers correspondants au débit d'infiltration q (m/s).

La Figure 4-29 explique comment calculer Q_{\max} en utilisant les conductivités hydrauliques (FCH) des matériaux selon le modèle de Ross (1990).

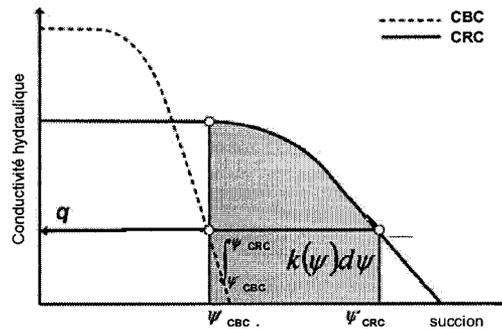


Figure 4-29 – Figure explicative du calcul de Q_{max} adaptée de Parent et Cabral (2006)

Étant donné l'absence de la courbe de rétention d'eau du matériau sable-compost/gravier, on a tracé sur la Figure 4-30 un modèle représentatif des conductivités hydrauliques des matériaux installé à Saint-Nicéphore. La barrière capillaire du BOPM-1 est constituée de la couche de sable-compost comme couche de rétention capillaire (CRC-1) superposée sur une couche de gravier $\frac{1}{4}$ comme couche de bris capillaire (CBC). Tandis que celle du BOPM-3B, la CRC-3B est constituée de sable-compost/gravier et la CBC-3B, de gravier. Puisque la CRC-3B est plus grossière, son k_{sat} est plus élevé et la succion correspondante à la valeur d'entrée d'air est plus faible que celle de la CRC-1. Puisque la valeur d'entrée d'air correspond à la succion à laquelle commence la désaturation du matériau poreux. Plus le matériau est poreux (ceci inclut la taille et le nombre des pores) plus cette valeur de succion sera faible.

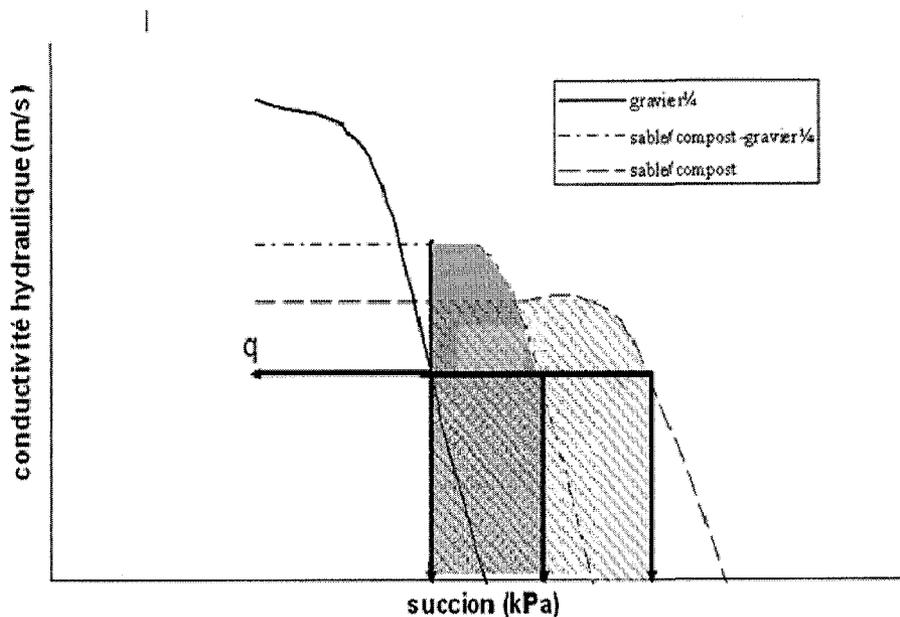


Figure 4-30 - Modèle représentatif du calcul de Q_{\max} de l'effet de barrière capillaire entre le gravier et le sable/compost-gravier et le gravier et le sable/compost

La surface pointillé de la Figure 4-30 correspond au Q_{\max} du BOPM-3B et celle hachurée, le Q_{\max} du BOPM-3B. D'après la Figure 4-30, la valeur de Q_{\max} de la barrière capillaire du BOPM-1 est beaucoup plus élevée que celle du BOPM-3B. Or, selon l'équation 4.14, pour le même débit de sollicitation, la longueur de transfert L des barrières capillaires est en fonction de Q_{\max} . Ainsi, l'effet de la barrière capillaire a été visible sur le BOPM-1 contrairement à celui du BOPM-3B et son influence sur les flux surfaciques a été ressentie.

4.3.9 Balayage de surface pendant le cycle de 52 heures

La Figure 4-6 présente des courbes de balayage surfacique de CH_4 en des moments différents de la campagne. Pour les figures, on a choisi le début et la fin de la campagne, et les dates pendant lesquelles on a eu les plus intenses émissions. Selon l'échelle des deux BOPMs, le BOPM-1 a eu les plus grandes valeurs d'émission (>9000 ppm) par rapport au BOPM-3B (>2800 ppm). On remarque que les dates des figures intermédiaires des deux BOPMs ne coïncident pas. En principe, les flux surfaciques deviennent plus importants lorsque la

pression atmosphérique est faible. Mais selon la Figure 4-32, les dates des plus grands flux surfaciques ne correspondent pas aux plus faibles pressions atmosphériques

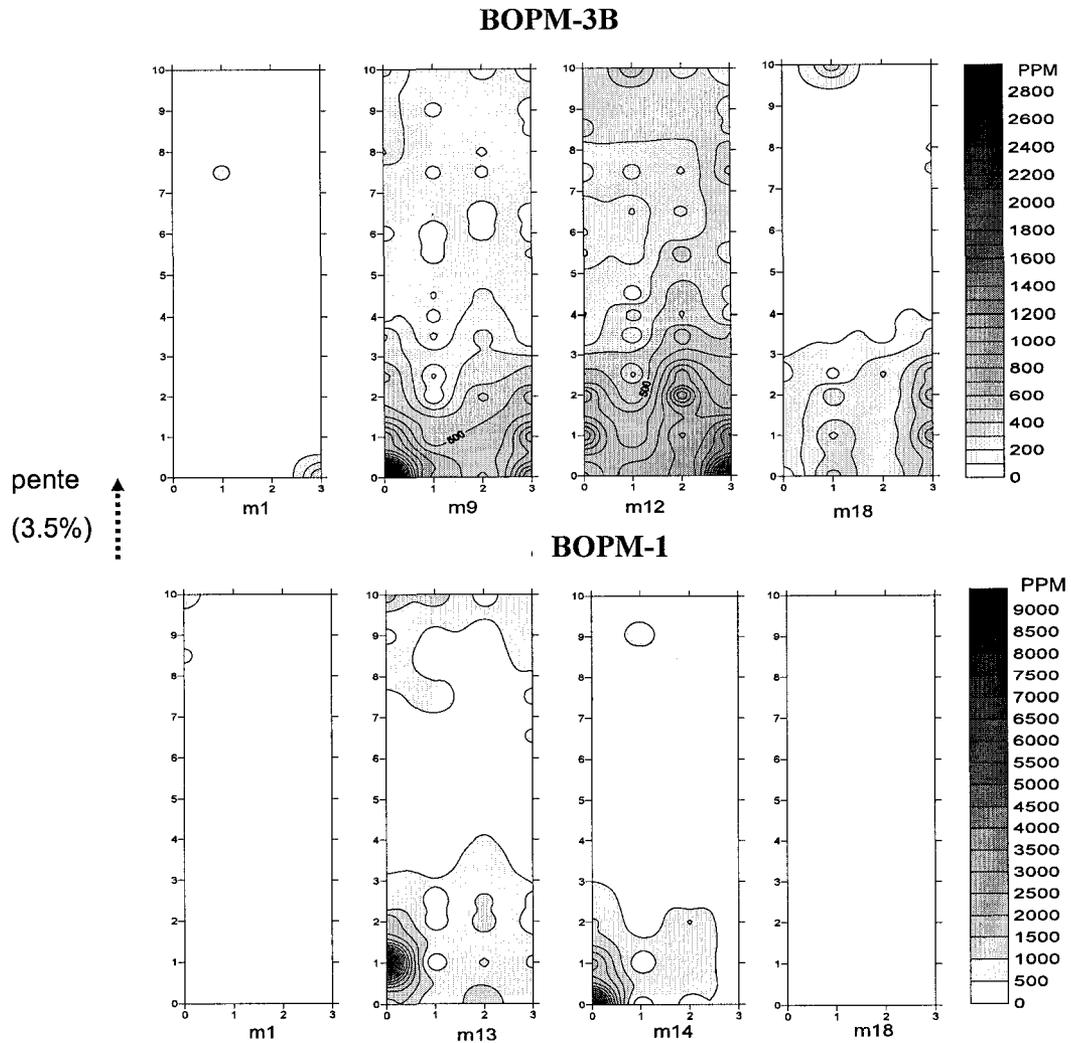


Figure 4-31 - Balayage des surfaces des BOPMs au FID en des moments différents de la campagne. Les mx désignent l'ordre de l'échantillonnage pendant le 2^{ème} cycle.

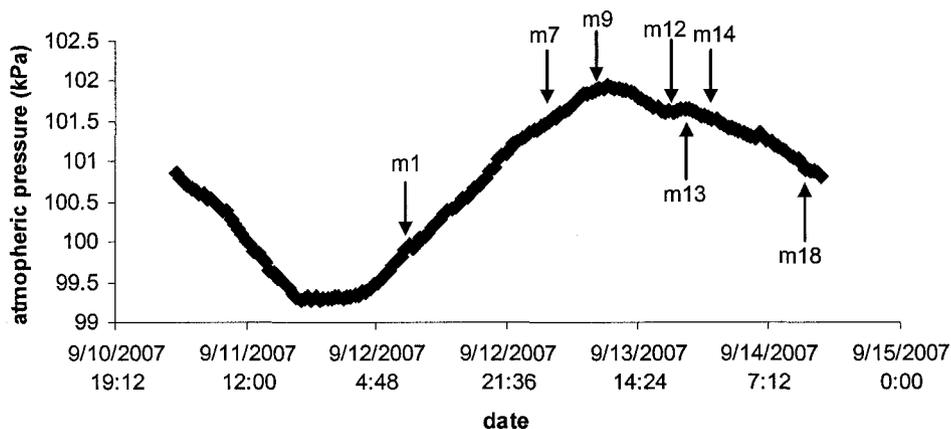


Figure 4-32 - Données de la pression atmosphérique

Cela peut s'expliquer par le fait que l'effet de la pression atmosphérique sur les flux surfaciques de CH_4 n'est pas immédiat et qu'il prend du temps pour se manifester à la surface du sol.

Entre les deux BOPMs, on peut remarquer deux comportements différents; pour le BOPM-1, les régions des points chauds sont localisées sur des points en haut du BOPM. Le nombre de ces points a été très limité, mais leurs concentrations ont été très élevées (>8000 ppm) par rapport au reste du BOPM (<1000 ppm). Puisque la perméabilité à l'air du BOPM-1 est faible (autour de 10^{-13} m^2) et que le compost est un matériau qui a une grande résistance aux cisaillements, les pressions des gaz dans le BOPM ont été très importants et le nombre limité de fissures a fait que leurs flux sont élevés, d'où les fortes concentrations atteintes après 5 secondes de mesures au FID.

Quant au BOPM-3B, les points de *hot-spots* sont plus étalés sur l'ensemble du BOPM. Les concentrations de ces points ont été plus faibles (<3000 ppm) mais plus dégradées que le BOPM-1 où le contraste a été plus marqué. La présence du gravier dans le BOPM a augmenté la porosité totale du milieu. La pression des gaz qui s'est formée dans le BOPM a donc été plus faible. Ceci explique que l'effet de la variation de la pression atmosphérique a été ressenti plus tôt que pour le BOPM-1.

4.3.10 Étude de la température pendant les deux cycles (24 et 52 heures)

Pour le BOPM-1, des fluctuations de température à 0,10m et 0,25m ont été observées. La température était pratiquement constante, par contre, dans le reste du profil (Figure 4-343). Pour le BOPM-3B, des fluctuations tout au long du profil ont été constatées. Ces fluctuations sont devenues plus importantes au fur et à mesure qu'on se rapprochait de la surface du BOPM. Les températures proches de la surface ont donc été les plus sensibles aux variations de la température de l'air. Pour la suite de ce mémoire, seules les températures à 0,10 mètre seront étudiées.

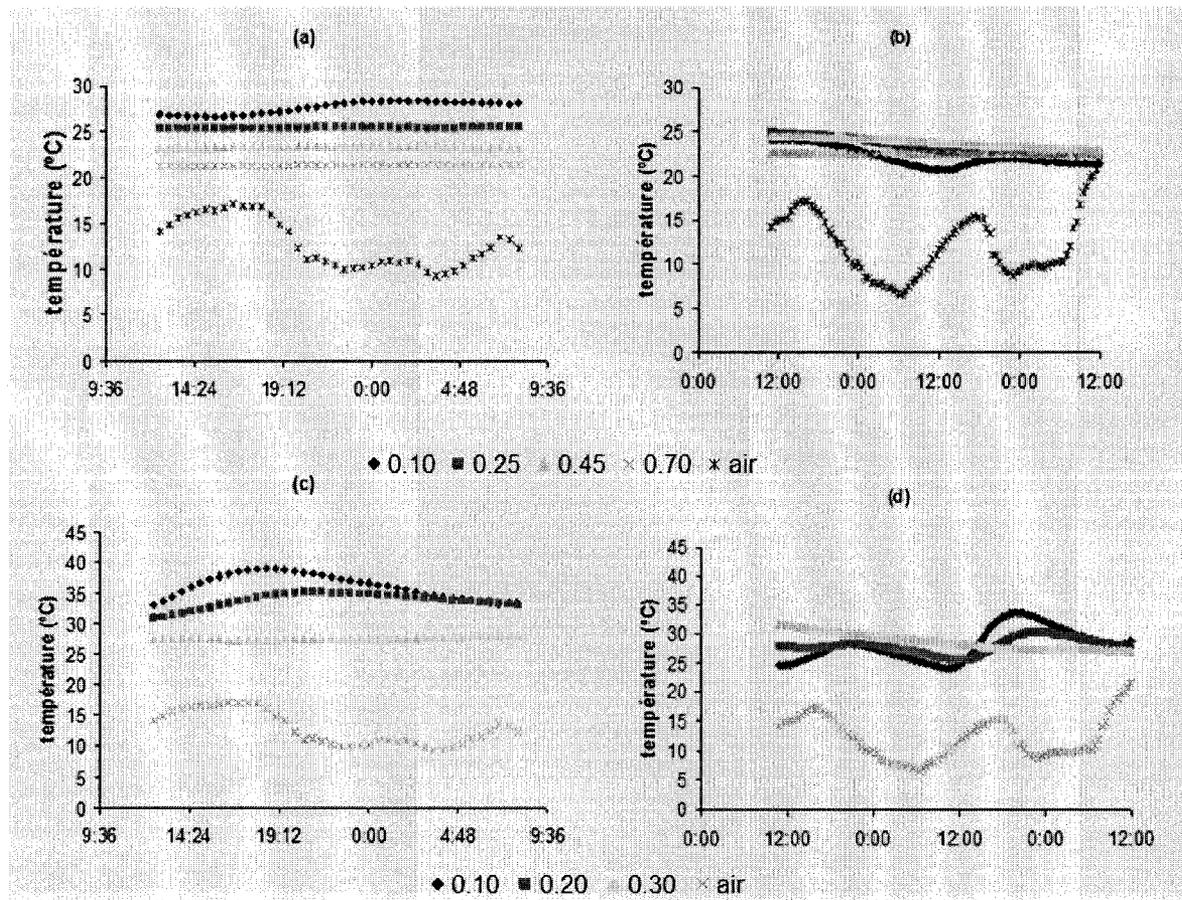


Figure 4-33 - Données de températures du BOPM-1 pendant les cycles (a) 1 et (b) 2 et du BOPM-3B pendant les cycles (c) 1 et (d) 2

Les intervalles de température (°C) pendant les deux cycles étaient entre 23 et 29°C pour le BOPM-1, et entre 32 et 41°C pour le BOPM-3B. Ces intervalles ont été différents des intervalles de température de l'air (entre 6 et 17°C). Cette différence de température a aussi été observée par Ménétrier et al. (2005) sur un site d'enfouissement à Paris. Le fait que les températures des BOPMs soient supérieures aux températures de l'air peut être expliqué par deux phénomènes :

- (1) Il y a un flux de chaleur fourni par la dégradation des déchets : Pavoni et al (1975) ont trouvé que la température de la couche de déchets sur un site d'enfouissement peut varier entre 50 et 70 °C.
- (2) Il s'agit d'une réaction biochimique : toutes les réactions de bio-oxydation sont des réactions exothermiques (Delhomnie et al, 2002).

Il existait un décalage dans le temps entre la température du sol et celle de l'air (Figure 4.33), les températures maximales et minimales ne sont pas atteintes à la même période. Ce décalage dans le temps a été plus grand pour le BOPM-1. La capacité thermique c_s d'un sol s'exprime par une moyenne pondérée des capacités calorifiques respectives de ses constituants (minéraux, matière organique, air, eau) (Moran et al, 2003) :

$$c_s = \sum_i x_i \rho_i c_i \quad (4.15)$$

ρ_i , r_i , c_i représentent respectivement la teneur en eau (m^3/m^3), la densité (kg/m^3) et la capacité calorifique d'un des constituants ($kJ/K.kg$).

Comme l'eau et la matière organique se distinguent par une capacité calorifique supérieure à celle des éléments minéraux, un sol humide emmagasinera mieux la chaleur qu'un sol sec. L'échange thermique d'un sol sera d'autant plus lent que sa teneur en eau et sa teneur en matière organique seront élevées (cas du BOMP-1). Par ailleurs, pour un sol sec, cet échange sera d'autant plus rapide que sa porosité est grande (cas du BOPM-3B).

Pendant le 1^{er} cycle, la moyenne de la température du BOPM-1 était de $28^{\circ}\text{C} \pm 2 \%$ et celle du BOPM-3B était de $37^{\circ}\text{C} \pm 7 \%$. Pour le 2^e cycle, les températures des BOPMs 1 et 3B étaient respectivement de $24,5^{\circ}\text{C} \pm 3 \%$ et de $28^{\circ}\text{C} \pm 10 \%$ (Figure 4-34).

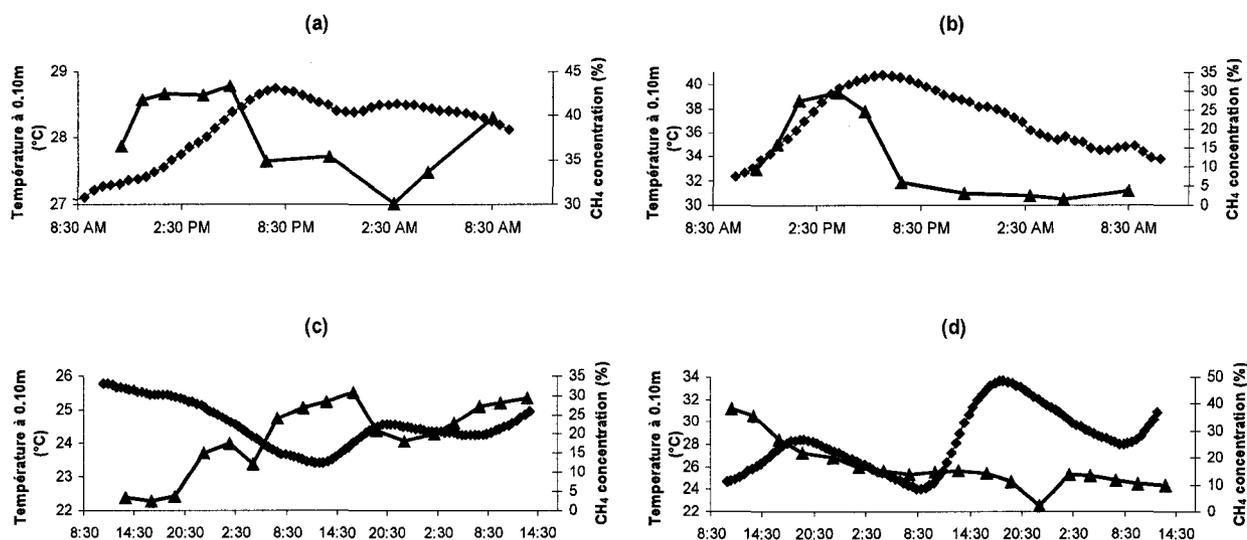


Figure 4-34 - Variations de la température du sol à 0,10m (■) et de la concentration du CH₄ (▲) des (a) BOPM-1 et (b) BOPM- 3B du cycle 1, et (c) BOPM- 1 et (d) BOPM- 3B du cycle 2

Pour le 1^{er} cycle, les moyennes de la concentration du CH₄ ont été, respectivement pour les BOPM-1 et 3B, de $36,4 \% \pm 18 \%$ et de $10,7 \% \pm 88 \%$, et pour le 2^e cycle, les moyennes des concentrations du CH₄ ont été de $19,5 \% \pm 48 \%$ et de $16,8 \% \pm 53 \%$ (Figure 4-34). On observe deux comportements différents par cycle; pour le cycle 1, la concentration du CH₄ a été en opposition de phase avec la température avec un décalage de 6 heures. Pour le 2^e cycle, le retard de la concentration du CH₄ par rapport à la température du sol n'a été que de deux heures. Une étude de régression a été faite entre les données de températures du sol et de concentrations de CH₄, échantillonnées toutes les deux au même instant. Les coefficients de détermination (R^2) ont été non significatifs. Mais en décalant les données de température de 6 heures pour le 1^{er} cycle et de 2 heures pour le second, les résultats ont montré des coefficients de détermination significatifs ($P < 0.001$) (Figure 4-35).

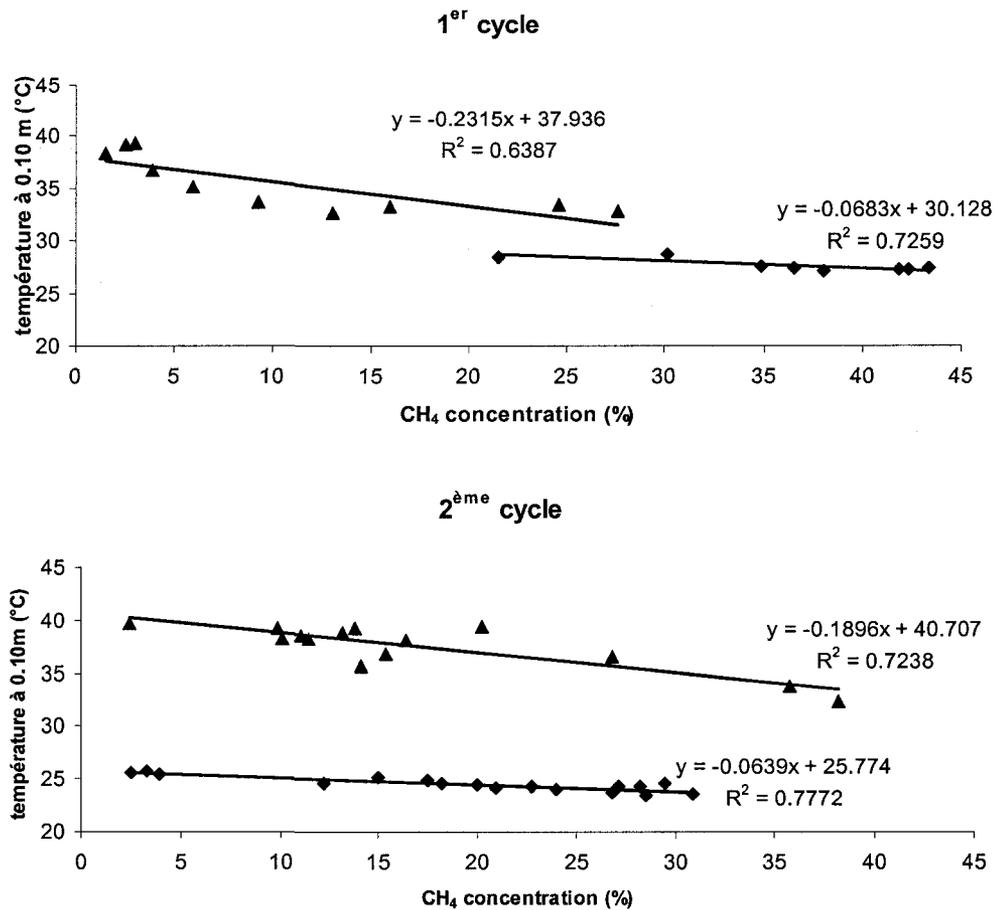


Figure 4-35 - Régression entre la concentration du CH₄ et la température du sol à 0,10m (avec décalage) pendant les 2 cycles des BOPM-1 (■) et BOPM-3B (▲)

Les coefficients de corrélations significatifs entre la température et la concentration de CH₄ pour le BOPM-1 étaient de -0,85 et de -0,88 pendant les cycles 1 et 2 et de -0,80 et de -0,65 pour le BOPM-3B. Pour le 1^{er} cycle, 73 et 64 %, respectivement pour les BOPMs 1 et 3B, des variations de concentrations de CH₄ peuvent être expliquées par la température. Pour le 2^e cycle, ces variations étaient de 78 et 72 % (Figure 4-35). Les signes négatifs des matrices de corrélations et des études de régressions montrent que la diminution de la concentration du CH₄ est contrôlée par la température. Dans les deux cycles pour les deux BOPMs, la température et la concentration de CH₄ étaient proportionnellement opposées; au fur et à mesure que la température augmentait la concentration du CH₄ baissait et les concentrations

de CH₄ du BOPM-1 ont été beaucoup plus sensibles aux faibles variations de température que ceux du BOPM-3B (Figure 4-35).

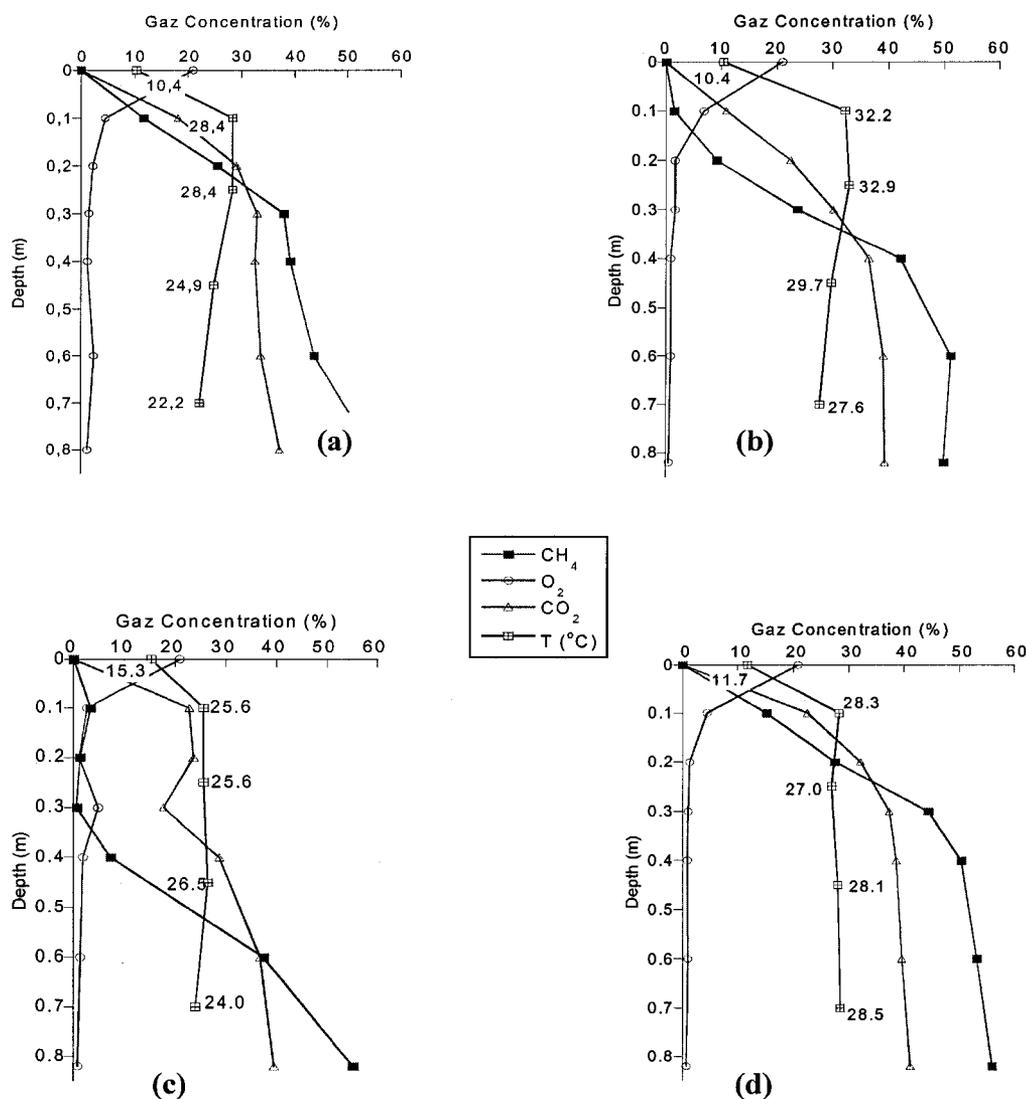


Figure 4-36 - Exemple de profils obtenus pendant le 1^{er} cycle pour (a) le BOPM-1 et (b) le BOPM-3B et pendant le 2^e cycle pour (c) le BOPM-1 et (d) le BOPM-B

La température a favorisé l'abattement du méthane et les profils obtenus pendant les deux cycles (Figure 4-36) montrent la présence d'une biodégradation du CH₄. Dans les deux BOPMs, l'oxydation microbologique du CH₄ a été présente puisque ce sont des milieux qui offrent les conditions propices au développement des bactéries méthanotrophes. Le nombre de bactéries a tendance à augmenter au fur et à mesure qu'on se rapproche de la surface des BOPMs. Jugnia et al. (2008) ont utilisé des approches méthodologiques pour identifier (Q-

PCR : permet de mesurer la quantité initiale d'ADN) et quantifier (MPN : *Most Probable Number*) le gène présent dans les BOPMs. Leurs résultats ont montré que la plus dense population de méthanotrophes se trouvait proche de la surface du recouvrement (0-0,10 mètre). Borjesson et al. (1998) ont rapporté qu'il y avait une corrélation entre l'oxydation du CH₄ et le nombre de méthanotrophes. Czepiel et al (1996) ont mesuré des taux d'oxydation à différentes profondeurs du sol et ont trouvé que les taux maximaux se produisaient entre 0,05 et 0,10 mètre de la surface du sol. Pour les BOPMs étudiés, les variations des concentrations de CH₄ (1,5-40,4 %) ont été les plus remarquables à 0,10 mètre de la surface.

Pour le décalage entre la température du sol et la concentration du CH₄ (6 heures pendant le 1^{er} cycle et 2 heures pendant le second), les conditions environnementales ont semblé être plus favorables pour les méthanotrophes pendant le cycle 2. Le temps de réaction des méthanotrophes aux variations de température était plus court. Pour cette raison, le décalage a été moins long pendant ce cycle. Christophersen et al. (2000) ont trouvé que la réponse des bactéries aux variations de température et de teneur en eau dans les recouvrements des sites d'enfouissement est non systématique. Ces résultats ont été expliqués par Einola et al. (2006) par l'existence d'un temps pour la croissance et l'activation des bactéries méthanotrophes lié aux changements de température et de teneur en eau, qui est différent de la *lag phase*.

Borjesson and Svensson (1997) ont rapporté que la température du sol est le facteur qui influence le plus l'oxydation avec un pourcentage de 85 % par rapport aux autres facteurs. Typiquement, l'oxydation s'accroît avec l'augmentation de la température (Visscher et al. 2001). Cependant, Czepiel et al. (1996) ont trouvé que l'oxydation s'accroissait avec l'augmentation de la température jusqu'à 36 °C et aucune oxydation ne se produisait au-delà de 45°C., Les faibles températures, par contre, la limitent (Nozhevnikova et al. (1993), Whalen et al. (1990), Borjesson et Svensson, (1997); Visvanathan et al. (1999)). Les intervalles de températures observées pendant les deux cycles étaient entre 23 et 28°C pour le BOPM-1 et entre 32 et 40°C pour le BOPM-3B. Des auteurs ont trouvé que la température optimale se situait entre 20 et 30°C (Boeckx et al, (1996)), d'autres, entre 25 et 35°C (Borjesson and Svensson, 1997). Pour le BOPM-1, l'intervalle de température se rapproche des résultats de ces auteurs. Par contre, sur le BOPM-3B, on a observé que les températures

étaient plus élevées que celles rapportées par les auteurs et que plus elles étaient élevées, plus les concentrations de CH₄ étaient faibles.

La différence des températures optimales des deux BOPMs pourrait être causée par la différence de teneur en eau. Boeckx et al (1996) ont mis en évidence que la température optimale et la teneur en eau doivent être prises en compte simultanément. Pour des faibles teneurs en eau, les températures doivent être plus élevées pour des conditions d'oxydation optimales. Puisque les teneurs en eau du BOPM-3B étaient faibles (grande porosité donc moins de rétention d'eau), les températures étaient élevées et il se produisait un abattement de la concentration du CH₄.

L'oxydation atténuée les émissions surfaciques de CH₄ (Borjesson et Svensson, 1997). Pour le BOPM-1, les concentrations de CH₄ à 0,10 mètre étaient plus faibles pendant le 2^e cycle que pour le premier. Il en fut de même pour les émissions surfaciques. Par exemple, pour le point d'échantillonnage d'émissions P1, les moyennes étaient de 310 g/m²/j ± 77 % pour le 1^{er} cycle et de 163 g/m²/j ± 64 % pour le 2^{ème}. La différence d'efficacité d'oxydation peut être causée par la différence des taux de saturation. À ce même point, les résultats ont respectivement montré pour les cycles 1 et 2, 72 et 81 % de degré de saturation en eau. Pendant le 2^e cycle, le degré de saturation a été plus élevé, ce qui rendait la migration du CH₄ plus difficile à travers le recouvrement (Boeckx et al. 1996). Ceci a agi comme un régulateur de débit donnant un temps de résidence du CH₄ plus long, ce qui a permis un meilleur abattement de la concentration (Barlaz et al. (2004), Stern et al. (2007)).

Pour le BOPM-3B, les degrés de saturation en eau étaient pratiquement les mêmes, mais les débits de biogaz entrants étaient différents. Pendant le 1^{er} cycle, le débitmètre a enregistré un maximum de 13 NMCD, et de 46 NMCD pendant le second cycle avec des émissions surfaciques moyennes de CH₄ respectives de 269.17 g/m²/j ± 43 % et de 290 g/m²/j ± 44 %. Le flux élevé de biogaz entrant pendant le 2^e cycle a peut-être rendu la pénétration de l'oxygène plus difficile car il impliquait une efficacité d'oxydation plus faible et des émissions surfaciques importantes.

Ceci peut aussi être observé avec le *balayage* de la surface au FID de la concentration du CH₄. La Figure 4-37 présente quelques courbes obtenues pendant les deux cycles pour les deux BOPMs. Pour le BOPM-1, la plus grande concentration de CH₄ en surface a été obtenue pendant le 1^{er} cycle avec une valeur de 3613 ppm, tandis que pour le BOPM-3B, la plus grande concentration pendant le 2^e cycle a atteint les 2887 ppm.

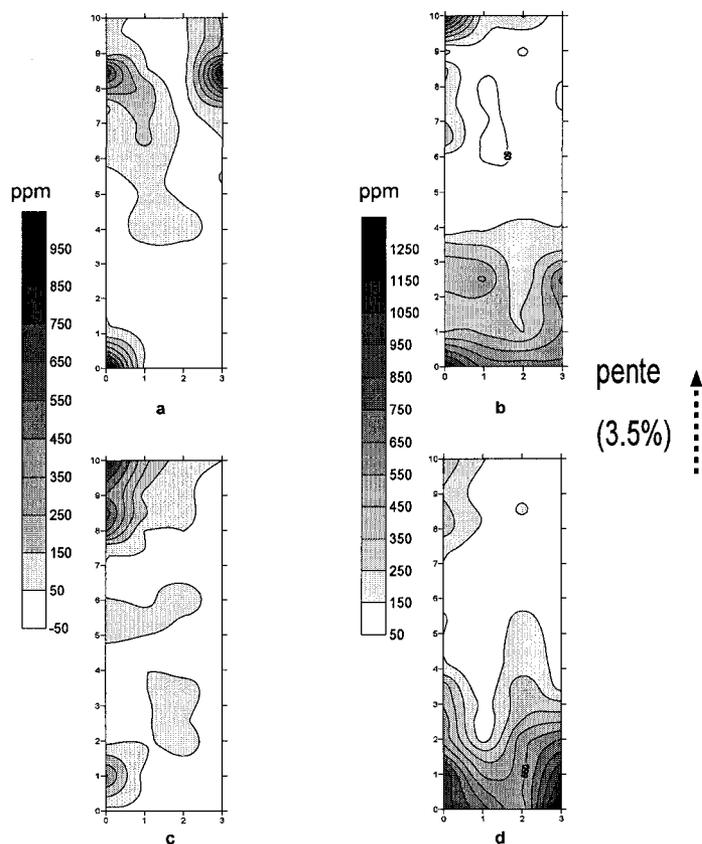


Figure 4-37 - Exemple de balayage obtenu pendant le 1^{er} cycle pour (a) le BOPM-1 et (b) le BOPM-3B et pendant le 2^e cycle pour (c) le BOPM-1 et (d) le BOPM-3B

Les variations des concentrations peuvent donc être considérables dans la même journée, ce qui implique que l'heure des mesures doit être choisie avec précaution pour avoir une bonne estimation de l'efficacité du recouvrement à oxyder le CH₄. Pour cela, on a essayé de voir à quelle heure la concentration de CH₄ est la plus proche de la moyenne en calculant la différence de concentration δ (%) :

$$\delta = C_{moyen} - C_i \quad (\text{Équation 4.16})$$

C_{moyen} représente la concentration moyenne de CH₄ pendant le cycle (% v/v) et C_i , la concentration de CH₄ mesurée à l'instant i (% v/v)

La Figure 4-38 montre la variation du δ en fonction du temps. Pour le cycle 1, l'heure d'échantillonnage de CH₄ qui se rapproche le plus de la concentration moyenne est à 11 h ou bien à 19 h et pour le cycle 2, entre 1 h 45 et 2 h.

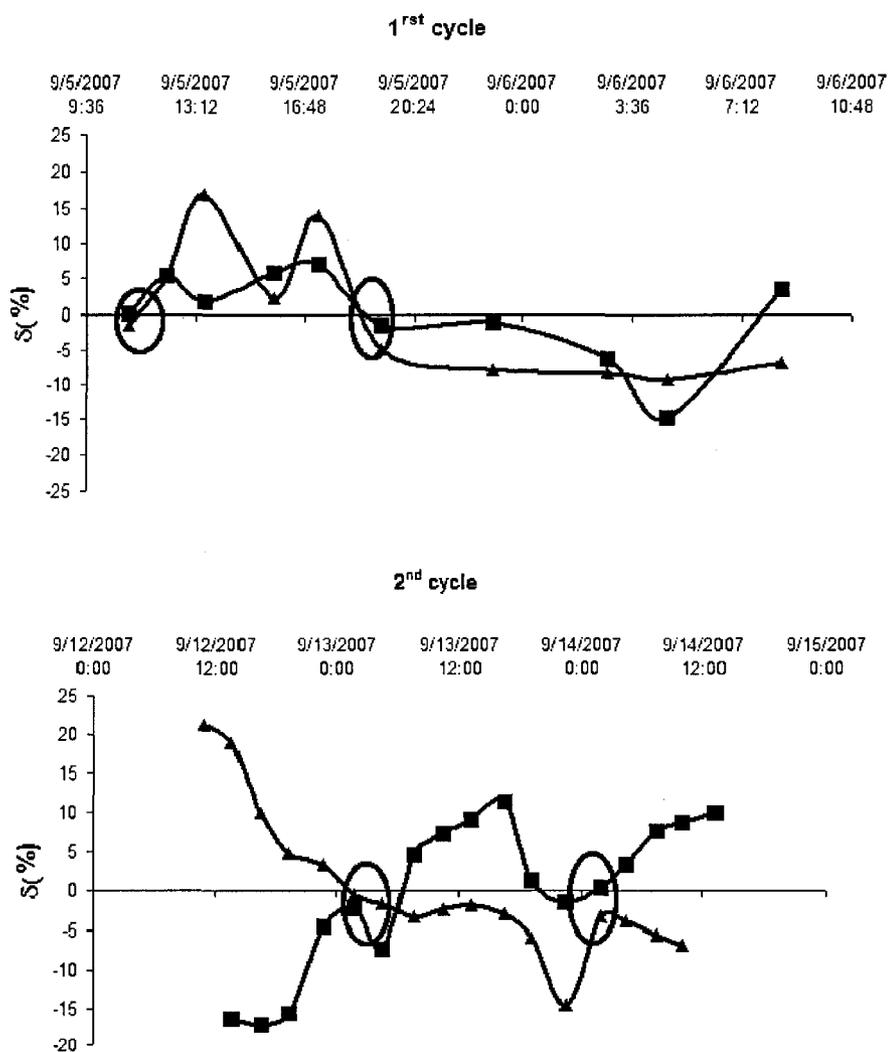


Figure 4-38 - Variation de δ du BOPM-1 (■) et du BOPM-3B (▲) pendant les 2 cycles

L'heure d'échantillonnage représentative de toute une journée dépend des conditions du terrain. Pour cela, il est intéressant de faire plusieurs cycles d'échantillonnage intensifs pendant de courtes durées avec des conditions de terrains variables afin de connaître les heures d'échantillonnage pendant lesquelles la mesure de concentration du CH₄ est représentative de toute cette journée.

4.4 Cycle d'échantillonnage de longue durée

L'efficacité de l'oxydation représentative de tout le BOPM a été celle estimée à 0,10 mètre puisque l'échantillonnage à 0,05 mètre n'a commencé qu'à partir du mois d'août. Les calculs de saturation ont été divisés en deux parties; en haut du BOPM par la moyenne des saturations à 0,20 et 0,40 mètre de la surface du sol et en bas par la moyenne des saturations à 0,60 et 0,80 mètre. Pour fins de simplifications, cette campagne a été subdivisée en 3 périodes d'activité potentielle distinctes (Thèse Samah ait Benichou) :

- Le mois de juin, où l'activité potentielle se situait aux alentours de $400 \mu\text{gCH}_4 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{sol sec}}$
- Le mois de juillet, où l'activité potentielle était supérieure à $500 \mu\text{gCH}_4 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{sol sec}}$
- Du mois d'août jusqu'au mois d'octobre alors qu'il y a eu une baisse de l'activité potentielle (en dessous de $300 \mu\text{gCH}_4 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}_{\text{sol sec}}$)

L'activité potentielle est l'activité maximale de l'oxydation du méthane que peuvent avoir les bactéries méthanotrophes. Elle est mesurée en laboratoire en conditions favorables à partir d'échantillon de sol prélevé sur les bio-recouvrements à différentes profondeurs. Plusieurs paramètres influencent cette activité comme la densité des populations méthanotrophes, la température, la teneur en eau du sol, les concentrations de CH₄ et O₂ auxquelles elles sont exposées.

4.4.1 1^{ère} période

Les conditions météorologiques durant cette période sont présentées à la Figure 4-39

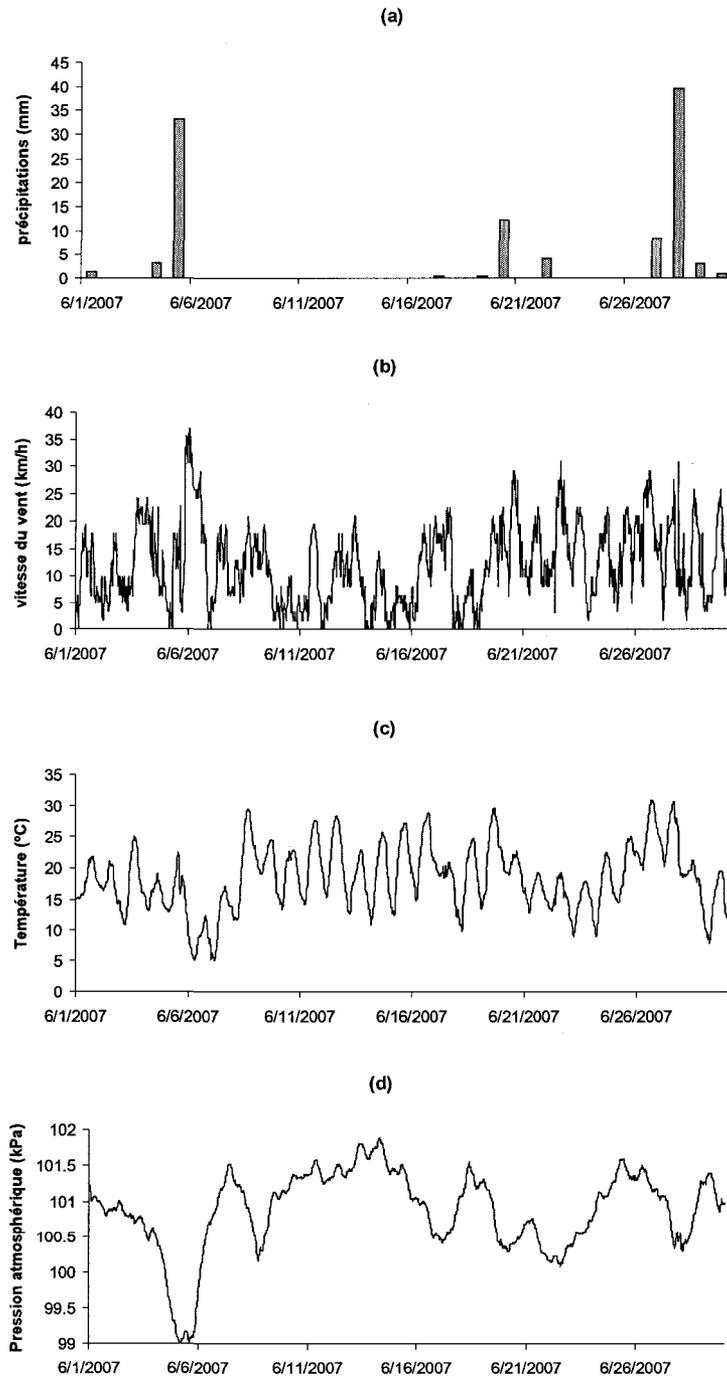


Figure 4-39 - Variations des conditions climatiques pendant le mois de juin 2007

Comme illustré à la Figure 4-39a, il est tombé 107 mm de pluie sur le site, ce qui est au-dessus des normales saisonnières (87 mm). Le site a observé 12 journées de pluie avec un maximum de 39,4 mm la même journée le 28 juin. La vitesse du vent (Figure 4-39b) était en moyenne de 12 km/h avec un coefficient de variation de 60 %. La moyenne des températures (Figure 4-39c) était dans les normales saisonnières ($18,34^{\circ}\text{C} \pm 28,62\%$) avec des températures maximales allant jusqu'à 31°C et des températures minimales en dessous de 5°C . Les températures maximales et minimales étaient hors de l'intervalle observé normalement pendant ce mois ($24\text{-}12^{\circ}\text{C}$). La moyenne de la pression atmosphérique (Figure 4-39c) était de $100,89\text{ kPa} \pm 0,5\%$ avec des pics minimal et maximal respectifs de 99.0 et 101.9 kPa.

Pendant cette période, les émissions surfaciques de CH_4 ont été très élevées et très variables. La moyenne a été de $2788\text{ g/m}^2/\text{j} \pm 98\%$. Ceci peut s'expliquer par la libération des biogaz après l'évacuation des eaux du site lors de la fonte des neiges. Il a été estimé que sur le site de Saint-Nicéphore, le niveau de l'eau a atteint les quatre mètres au début du mois de mai. D'après Franzidis et al. (2006), cette situation est typique aux sites d'enfouissement; de septembre à mai, les sols de surface sont soit saturés d'eau, soit gelés. Dans ces conditions, il n'y a guère d'émissions de surface et les sols non saturés d'eau se saturent en biogaz. De mai à septembre, les biogaz accumulés dans les sols s'échappent dans l'atmosphère. L'évacuation des eaux à l'aide d'une pompe installée sur le site a engendré la libération d'une importante quantité de CH_4 pendant le mois de mai. Puisque le BOPM-1 a été alimenté directement par les biogaz des déchets, ces fortes émissions ont influencées son efficacité à oxyder en réduisant considérablement la pénétration de l'oxygène. D'ailleurs, plusieurs profils de concentrations du CH_4 avaient des allures verticales, signe de l'absence de dégradation (Figure 4-40).

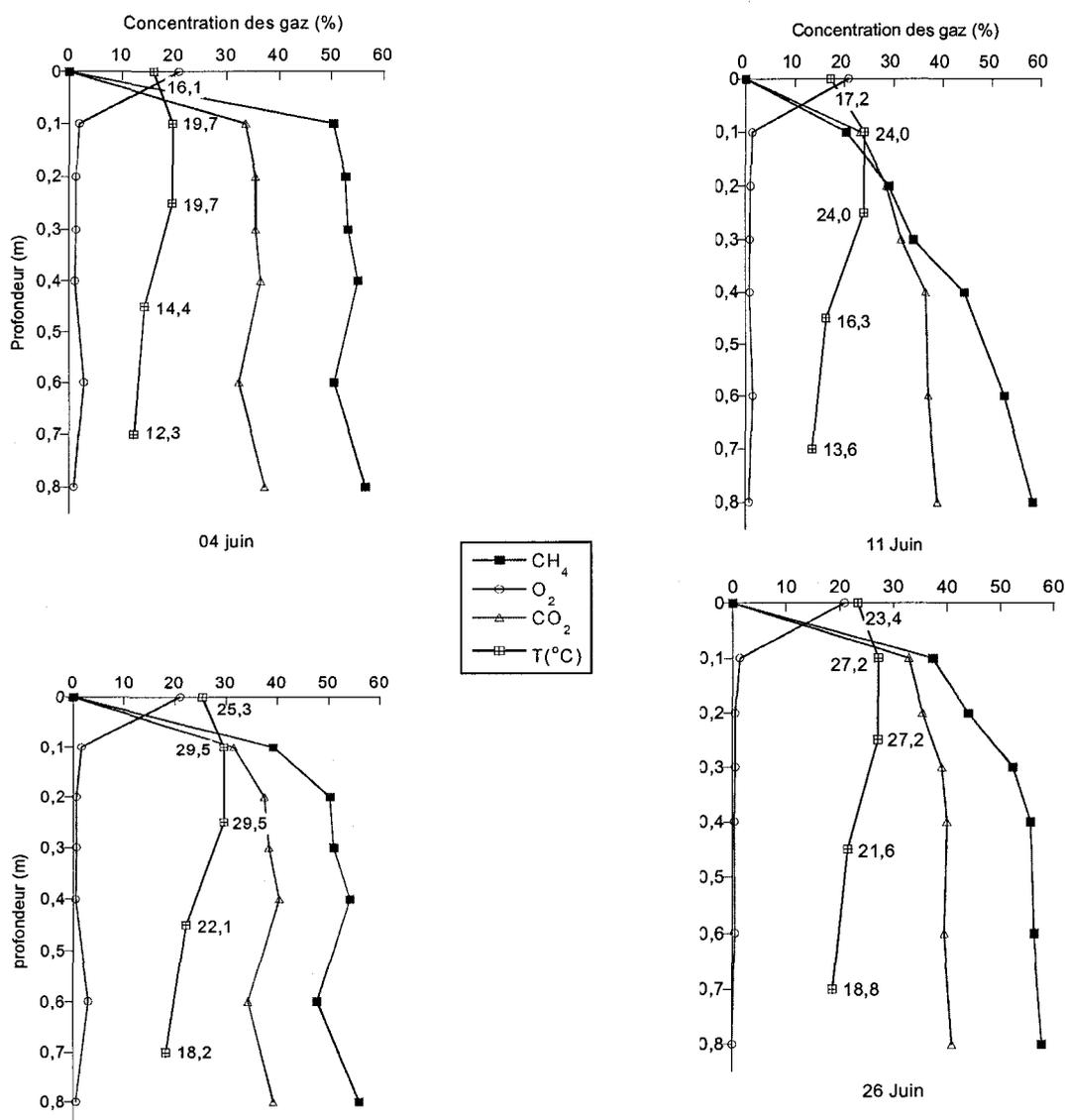


Figure 4-40 - Profils de concentration de gaz sur quatre journées du mois de juin

Les fortes précipitations du mois de juin ont eu un impact sur la variabilité des émissions surfaciques (Figure 4-40). Le 4 juin, les émissions surfaciques de CH₄ ont été de 1049 g/m²/jour avec une efficacité d'oxydation d'à peine 5,93 %. La profondeur de pénétration de l'oxygène avec une concentration supérieure à 3 % avant oxydation n'a été que de 0,25 mètre, et le degré de saturation en eau dans le haut du BOPM était de 72 %, alors que dans le bas, il était égal à 86 %.

Pour le 11 juin, les émissions surfaciques de CH₄ ont été de 366 g/m²/jour, avec une efficacité d'oxydation de 39,95 %, la profondeur de pénétration de l'oxygène de 0,65 mètre et les degrés de saturation en eau, respectivement dans le haut et dans le bas, de 72 % et 89 %.

Quant aux 19 et 26 juin, les émissions surfaciques de CH₄ ont été respectivement de 1484 et 8163 g/m²/jour, l'efficacité de l'oxydation s'est située autour de 7 % et le degré de saturation en eau en bas du BOPM était égal à 78,5 %. Le flux ascendant de CH₄ était élevé, ce qui a rendu la pénétration de l'oxygène peu efficace et qui explique que la pénétration de l'oxygène n'ait pas dépassé les 0,20 premiers mètres de la surface.

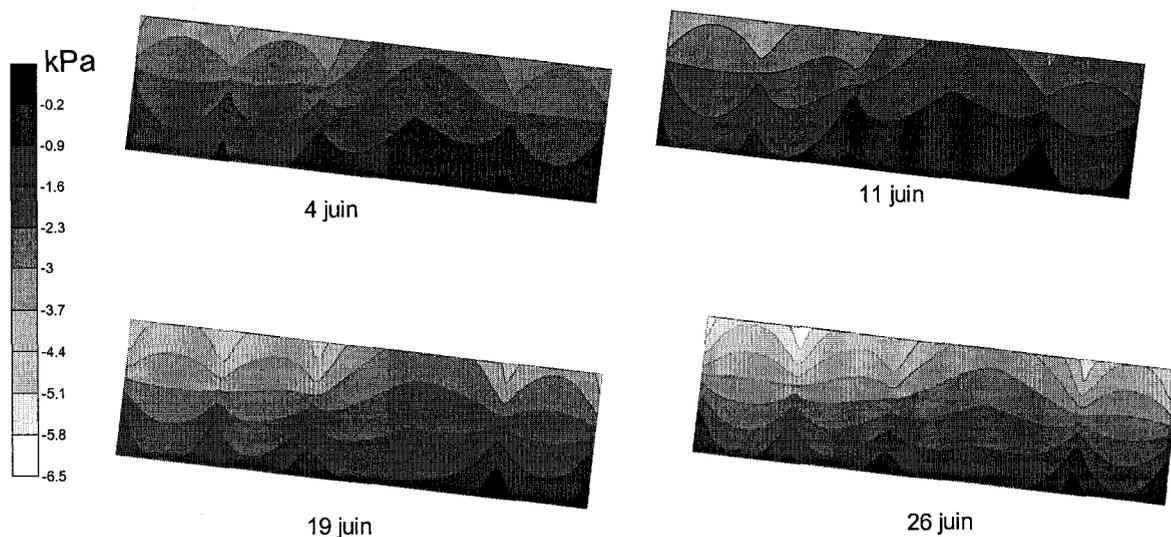


Figure 4-41 - Profils de succion du BOPM-1 aux mêmes journées que celles des profils de concentration de gaz

Il a été remarqué que pendant cette période, malgré le faible rendement, un fort degré de saturation en eau en bas du BOPM a été suivi par un taux d'oxydation plus élevé. Ceci a joué le rôle d'un régulateur de débit par la formation d'une barrière capillaire (Figure 4-41) permettant de maintenir un haut degré de saturation en eau à l'interface sable-compost/gravier, donnant ainsi un temps de résidence du méthane plus long et une pénétration de l'oxygène plus profonde. Les figures de balayage de surface au FID (Figure 4-42) montrent également de fortes concentrations de CH₄ vers la fin du mois. Le 26 juin, des concentrations de CH₄ avoisinant les 1900 ppm ont été mesurées.

La variation de la température pendant cette période a aussi une influence sur l'activité bactérienne ainsi les faibles rendements d'oxydation du CH₄.

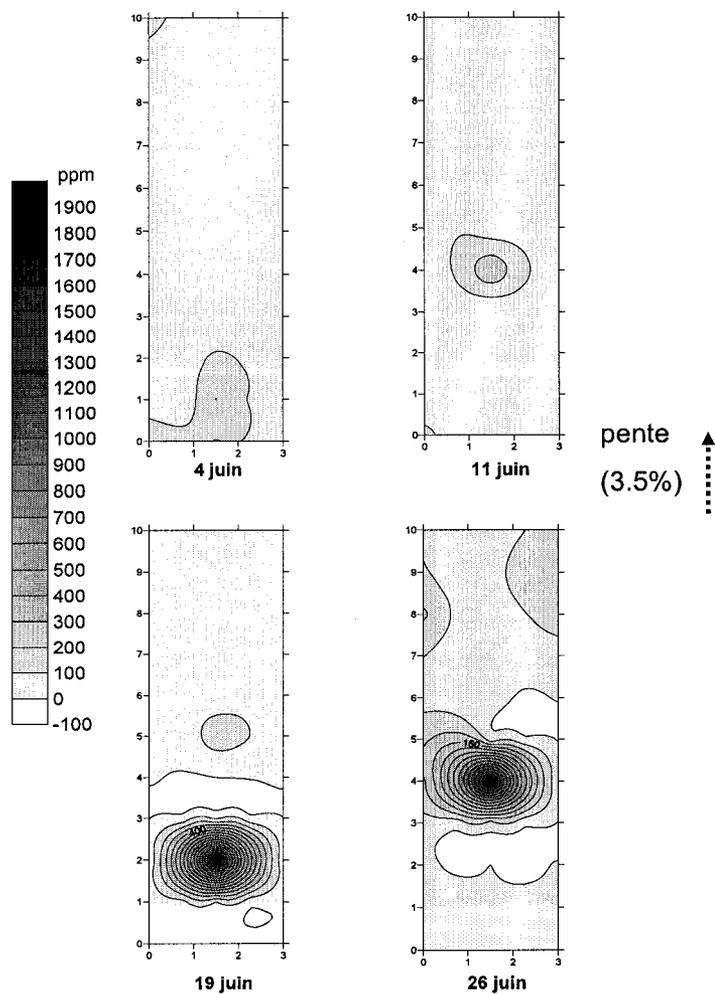


Figure 4-42 - Balayage de surface du FID du BOPM-1 aux mêmes journées que celles des profils de concentration de gaz

4.4.2 2^e période

Les conditions météorologiques de cette période sont présentées à la Figure 4-43

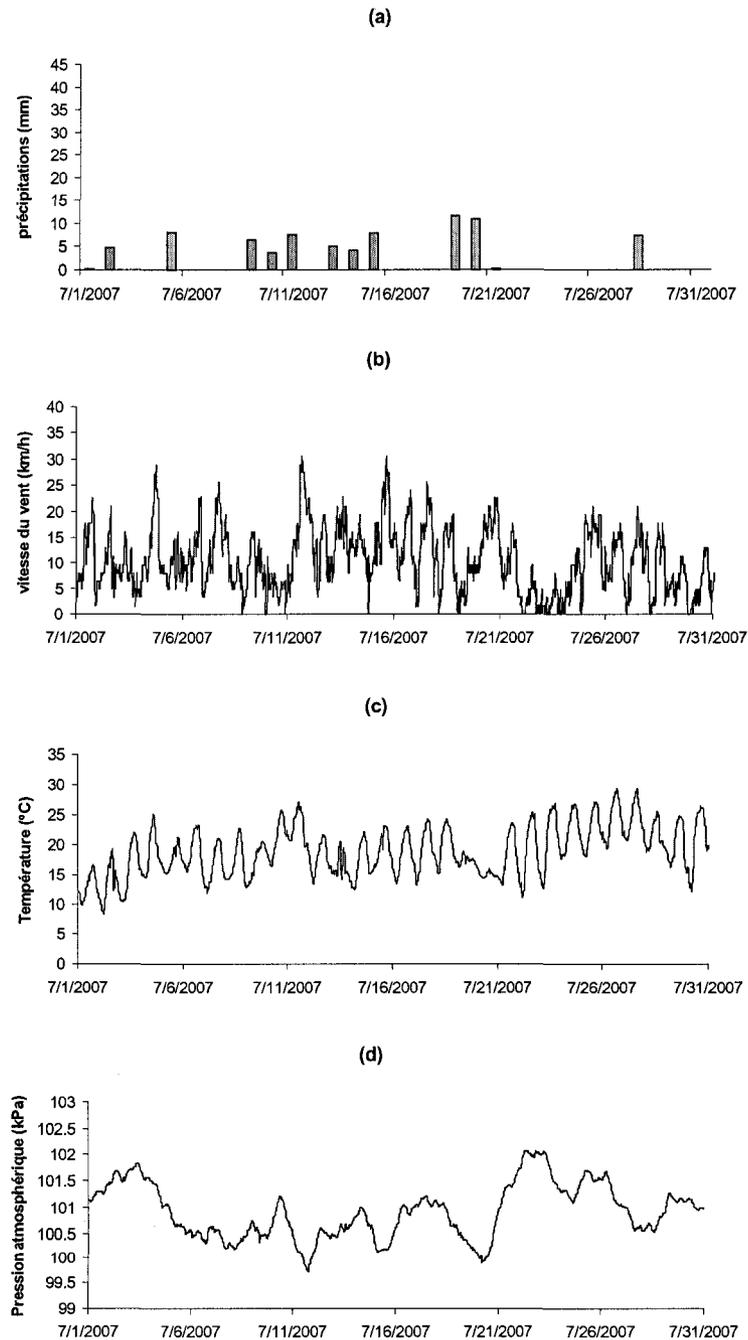


Figure 4-43 - Variations des conditions climatiques pendant le mois de juillet 2007

Comme illustré à la Figure 4-43a, il est tombé 78,4 mm de pluie sur le site, ce qui est en dessous des normales saisonnières (90 mm). On a observé 13 jours de pluie avec un maximum de 11,68 mm la même journée le 19 juillet. Les pluies étaient plus étalées sur tout le mois avec de faibles quantités, ce qui offrait au sol un meilleur drainage des eaux. La vitesse du vent (Figure 4-43b) était en moyenne de 10,24 km/h avec un coefficient de variation de 62 %. La moyenne des températures (Figure 4-43c) était en dessous des normales saisonnières (21°C) avec une moyenne de 18,91°C \pm 29 %. Comme pour le mois de juin, l'intervalle de température était hors des normales saisonnières (27-15°C), avec des températures qui ont oscillé entre 29,3 et 8,3°C. La pression atmosphérique (Figure 4-43d) était pratiquement la même que celle du mois de juin (100.85 kPa \pm 3 %) mais avec plus de variation et des pics minimal et maximal respectifs de 99.7 et 102.3 kPa.

Le début de ce mois a été semblable à celui de juin. Mais, à partir de la mi-juillet, les émissions surfaciques ont été nulles. Des travaux d'amélioration de la captation des biogaz ont été effectués sur le site d'enfouissement. La Figure 4-44 montre les profils typiques obtenus pendant cette période. L'application de cette succion a diminué le flux de biogaz et entraîné une pénétration très profonde de l'air atmosphérique. Par exemple, on a mesuré, le 17 juillet, à 0,82 mètre, 26,58 % de CH₄, 33,23 % de CO₂, 1,38 % d'O₂ et 38,83 % de N₂. Les concentrations de CH₄ et de CO₂ en dessous de 50 % à 0,82 mètre montrent la présence d'une dégradation au deçà de cette profondeur. De longs tubes ont été plantés et les mesures ont démontré que les concentrations de biogaz sont revenues à la normale (à peu près à 60 % pour le CH₄ et à 40 % pour le CO₂) à partir de deux mètres de la surface. L'efficacité de l'oxydation a été supérieure à 90 % et, à partir de 0,20 mètre, les concentrations de méthane mesurées étaient pratiquement nulles.

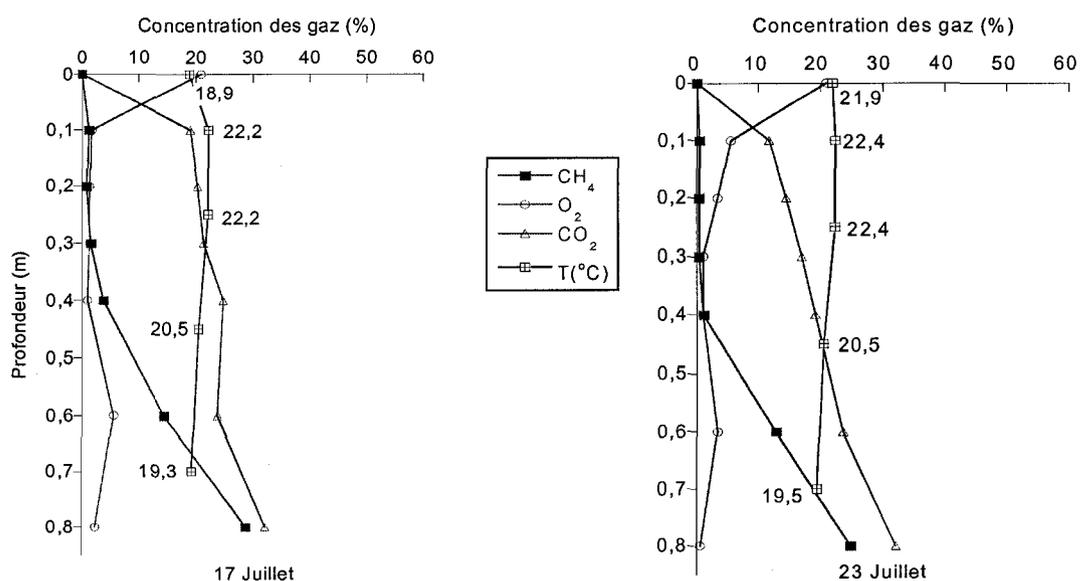


Figure 4-44 - Exemples de profils de gaz obtenus pendant le mois de juillet 2007

Les figures de balayage (Figure 4-45) ont montré des concentrations en surface très faibles (<20ppm). Les faibles pluies n'ont pas affecté les degrés de saturation en eau puisque la moyenne pendant ce mois a été de 72,14 % ± 2 % dans le haut du BOPM et de 81,29 % ± 2 % dans le bas.

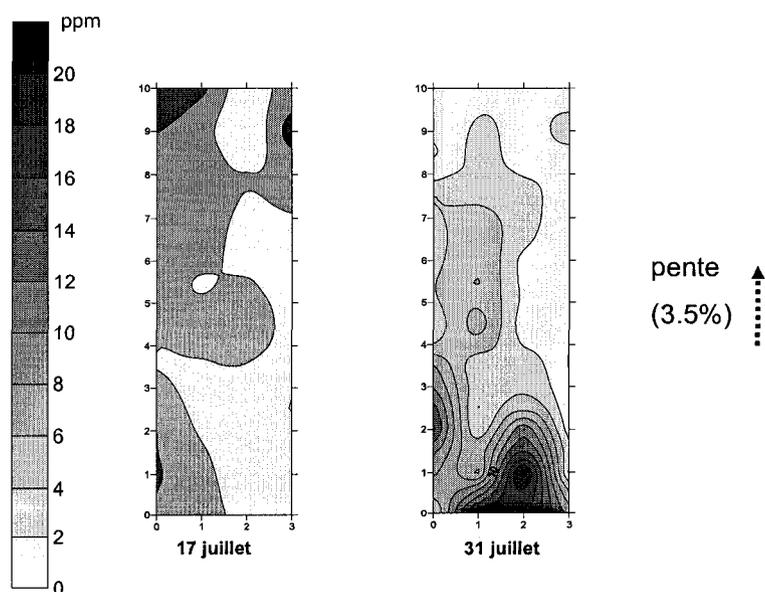


Figure 4-45 - Balayage de surface au FID aux mêmes journées que celles des profils de gaz du mois de juillet

La migration des gaz dans un milieu poreux est causée par la combinaison des phénomènes de diffusion et d'advection. Dans le BOPM-1, le mode de transport du méthane est surtout causé par l'advection alors que l'oxygène migre par diffusion; donc plus le flux total advectif ascendant est élevé, moins l'O₂ pénètre dans le BOPM.

Rannaud et al. (2008) ont effectué des simulations avec le logiciel *Tough 2* afin d'observer l'influence du gradient de pression sur la migration de l'O₂ dans le BOPM. Ces simulations ont montré qu'un changement dans le différentiel de pression (entre le haut et le bas du BOPM) aussi faible que 0,05 kPa peut avoir pour conséquence un retrait de 0,2 m de la pénétration d'O₂ dans le BOPM, ce qui implique une diminution du potentiel d'oxydation.

La Figure 4-46 montre la relation entre la profondeur de pénétration de l'oxygène et le ratio advection-diffusion obtenu lors des simulations.

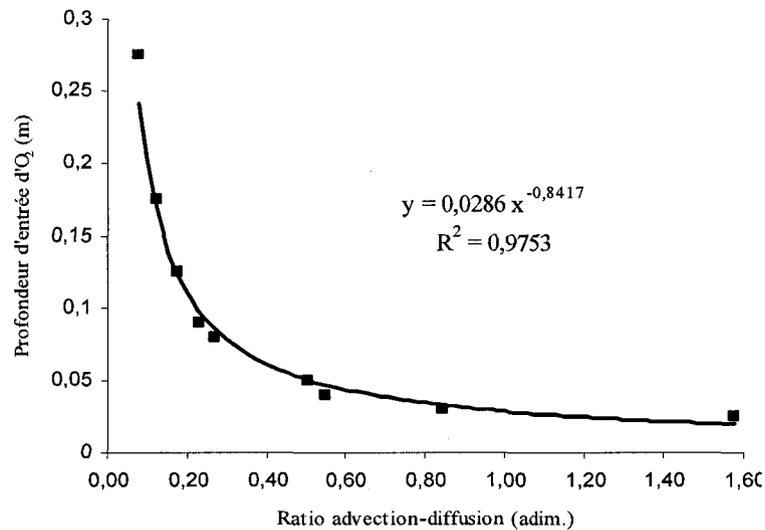


Figure 4-46 - Profondeur d'entrée d'O₂ en fonction du ratio advection/diffusion (Rannaud et al. (2008))

La relation obtenue est exponentielle. Ceci signifie qu'une petite diminution du ratio advection-diffusion est accompagnée par une importante profondeur de pénétration d'oxygène. Étant donné l'atténuation du débit de biogaz provoquée par l'amélioration du système de captage, des concentrations d'oxygène ont été détectées dans la couche de gravier même, ce qui a engendré des rendements d'oxydation très élevés et des émissions surfaciques de méthane nulles.

4.4.3 3^e période

La Figure 4-47 présente les conditions météorologiques de cette période

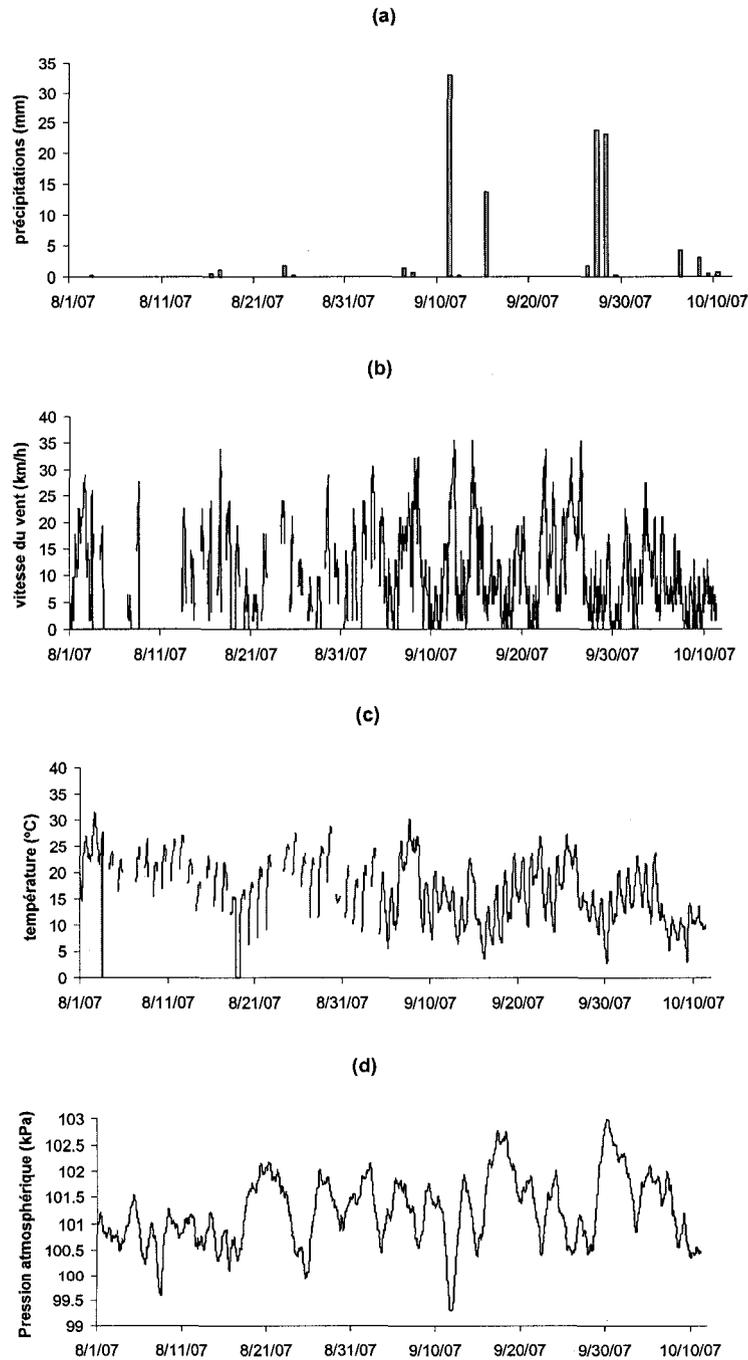


Figure 4-47 - Variations des conditions climatiques pendant la 3^e période d'échantillonnage de 2007

Il n'y a pas eu beaucoup de précipitations (Figure 4-47a). On a eu une moyenne de 48 mm de pluie alors qu'habituellement entre le mois d'août et d'octobre, la moyenne est de 90 mm. Pendant toute cette période, il ya eu 18 journées de pluie. Le mois d'août était relativement sec avec 5 journées de pluie et un maximum de 1,02 mm la même journée. Par contre, pendant le mois de septembre, il ya eu de grosses averses avec un maximum de 33,01mm de pluie la même journée. Le vent était de 10,46 km/h \pm 77 % (Figure 4-47b). La moyenne des températures (Figure 4-47c) était au dessus des moyennes saisonnières (14°C) avec des valeurs au dessus de 16°C. L'intervalle des températures était de (31,4-2,7°C) alors que pendant cette période, les températures se situent normalement entre 25 et 3°C. La moyenne de la pression atmosphérique (Figure 4-47d) était élevée avec une valeur de 101,24 kPa \pm 3 % et des pics minimal et maximal respectifs de 99.3 et 103.0 kPa

La moyenne des émissions surfaciques de CH₄ pendant cette période a été de 287,2 g/m²/jour \pm 76 % avec une moyenne d'oxydation de 7,84 % \pm 58 %. Les degrés de saturation en eau dans le haut du BOPM ont été de 72,92 % \pm 2 % et de 83,87 % \pm 2 % dans le bas.

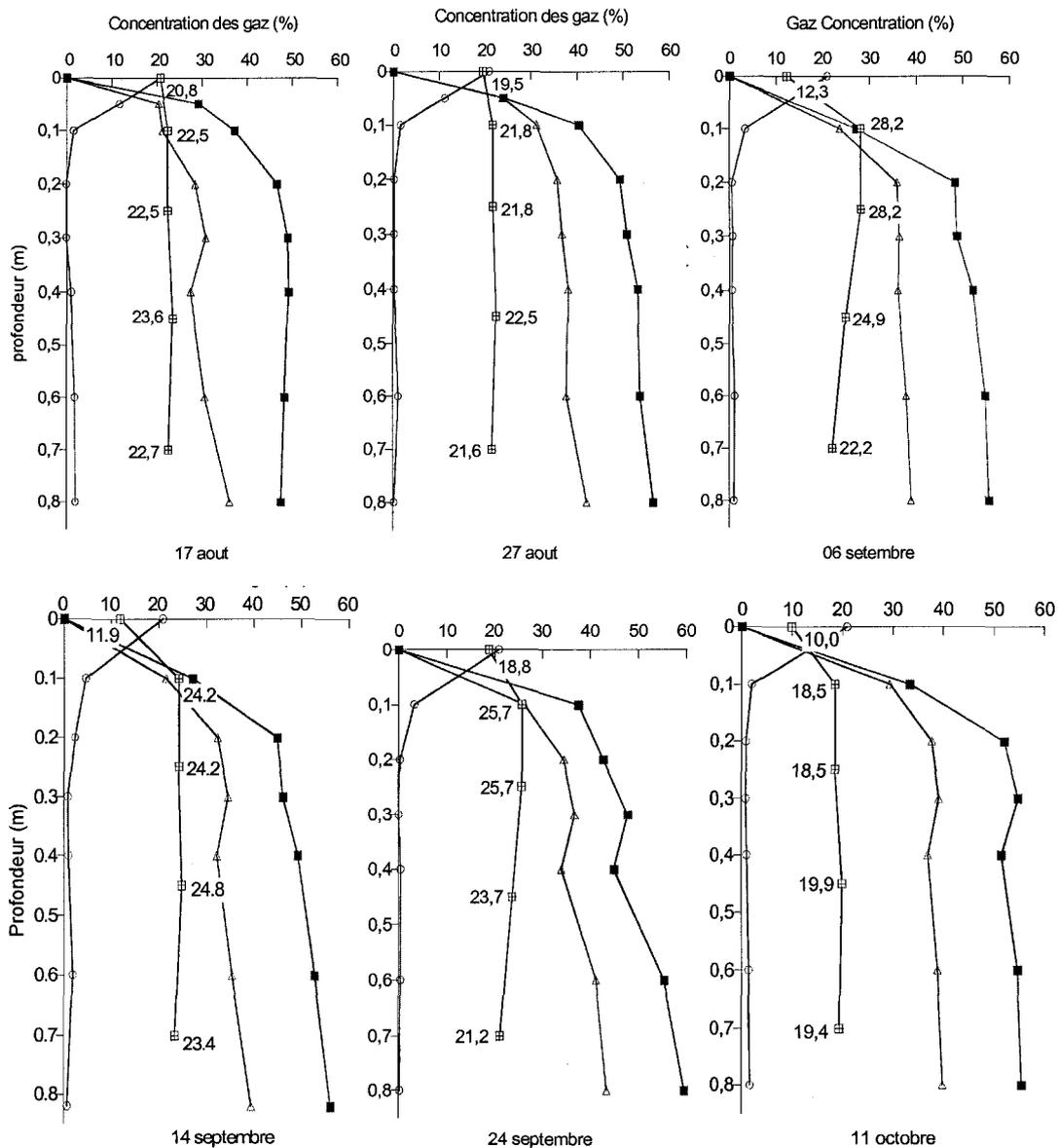


Figure 4-48 - Exemples de profils de gaz obtenus pendant la 3^e période de la campagne d'échantillonnage

Cette période de l'année est caractérisée par des journées chaudes et des nuits froides, ce qui influence les températures du sol et surtout les profondeurs proches de la surface du sol (0,10 mètre). Il a été remarqué que les bactéries méthanotrophes sont influencées par les variations de température plus que les valeurs elles-mêmes (de température) (Figure 4-48). Pendant cette dernière période, les moyennes des températures du sol à 0,10 mètre ont été pratiquement les mêmes que celles du mois de juillet (respectivement 24,02 et 24,20°C) mais avec des coefficients de variation différents (Figure 4-49); pendant le mois de juillet, ce coefficient a

été de 8 % tandis que pour la dernière période, il a été de 16 %. Ces variations de température ont influencé l'activité des bactéries et ceci a été discuté au chapitre 4.4.10.

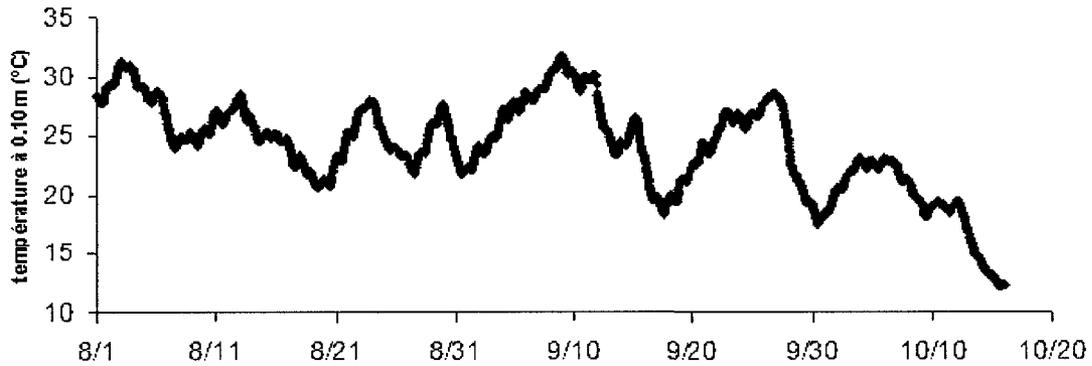


Figure 4-49 - Variation de la température à 0,10 mètre du sol pendant la 3^e période de la campagne de 2007

4.5 Étude de la couche entre 0 et 0,10 mètre

Dans les sites d'enfouissement, il existe des zones optimales pour l'oxydation du méthane où les conditions pour le développement des bactéries méthanotrophes (le ratio O_2/CH_4 , le temps de rétention et les conditions environnementales favorables) sont disponibles (Humer et al. 2007). L'oxydation du méthane est meilleure quand les profils verticaux de l' O_2 et du CH_4 se chevauchent (Kightley et al. 1995). Les zones d'oxydation maximales ont été présentées par Humer et Lechner (2001) et une forte concentration de CH_4 augmente le potentiel d'oxydation, mais un flux élevé empêche la diffusion de l' O_2 . Les 3 % de la concentration de l'oxygène sont le seuil minimal pour que l'oxydation ait lieu (Czepiel et al. (1996)). Ces derniers ont testé plusieurs taux d'oxydation à différentes profondeurs et ont trouvé que l'oxydation maximale se produisait à une profondeur entre 5 et 10 cm de la surface du sol. Quant à Visvanathan et al (1999), ils ont trouvé une profondeur différente (15-40cm). Par contre d'autres chercheurs ont situés les zones d'oxydation à des profondeurs différents, entre 40 et 60 cm (Nozhevnikova et al. 1993; Borjesson et Svensson, 1997), entre 15 et 60 cm pour Barratt (1995) et entre 20 et 30 cm pour Kightley et al. (1995).

Plusieurs chercheurs ont considéré que la zone entre 0,10 mètre et la surface du sol est une région qui joue un grand rôle dans l'oxydation totale du BOPM (Whalen et al. (1990), Czepiel et al. (1996), Jugnia et al. (2008)). Le manque d'information sur cette région est un handicap pour l'étude du BOPM. Par exemple, s'il n'y a pas d'information sur la chute de concentration en CH₄ entre 0 et 0,10 mètre, il n'est pas possible de connaître l'allure de la chute de concentration en CH₄ entre ces deux profondeurs. Les 2 exemples de la Figure 4-50 montrent que pour les mêmes concentrations en CH₄ à 0 mètre et à 0,10 mètre, deux cas de figures complètement différents peuvent être considérés.

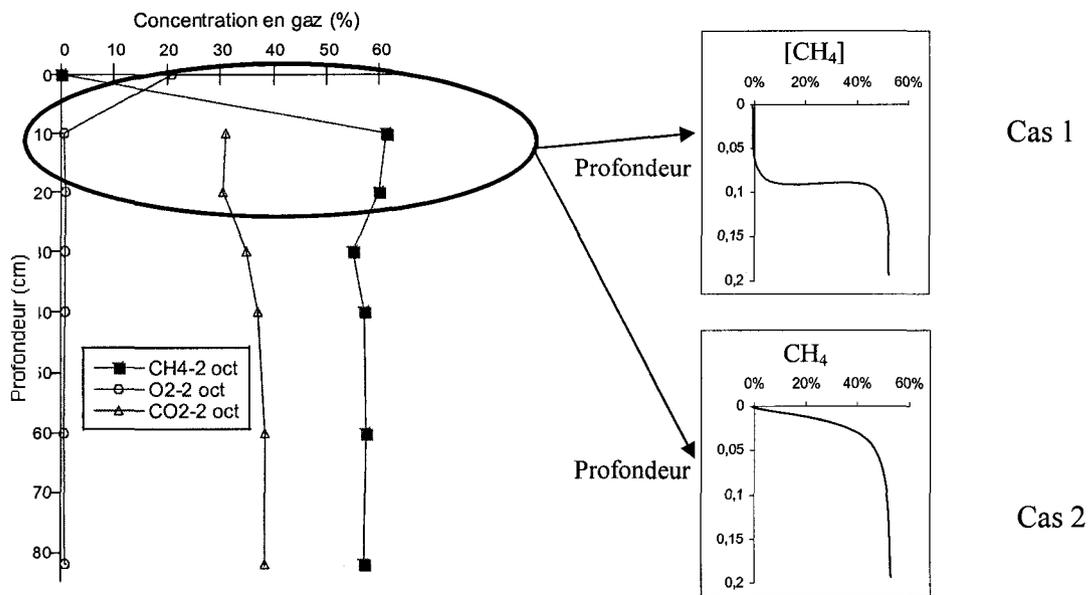


Figure 4-50 – Deux cas possibles de profils de concentrations de CH₄ entre 0 et 0,1 mètre

Ainsi l'efficacité d'oxydation du BOPM reste indéterminée, car, pour l'exemple de la Figure 4-50, le taux d'oxydation peut varier entre 0 et 100 %.

Prenons 2 profils de concentrations du BOPM-1 mesurés pendant le cycle des 52 heures.

Tableau 4.7 – Évolution des ratios de concentration avec la profondeur et les flux surfaciques de CH₄ pour les profils 1 et 3 du BOPM-3 le 14 septembre 2007

profondeur (m)	Profil 1				Profil 2,3 et 4			
	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ /CO ₂	oxydation (%)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	CH ₄ /CO ₂	oxydation (%)
0.05	12.84	17.70	0.73	17.97	1.1	4.8	0.23	56.18
0.1	28.20	23.90	1.18	12.35	46.5	32.5	1.43	4.61
0.2	47.30	35.40	1.34	4.57	53.5	38.5	1.39	1.75
0.3	47.40	36.60	1.30	4.10	55.5	39.4	1.41	1.00
0.4	46.40	33.70	1.38	4.84	55.9	37.7	1.48	1.13
0.6	54.00	38.40	1.41	0.71	56.8	39.7	1.43	0.38
0.82	57.90	41.80	1.39	0.00	58.6	41.9	1.40	0.00

flux surfaciques de CH ₄ (g/m ² /j)	208
flux surfaciques de CO ₂ (g/m ² /j)	217
CH ₄ /CO ₂	0.96

flux surfaciques de CH ₄ (g/m ² /j)	471
flux surfaciques de CO ₂ (g/m ² /j)	525
CH ₄ /CO ₂	0.90

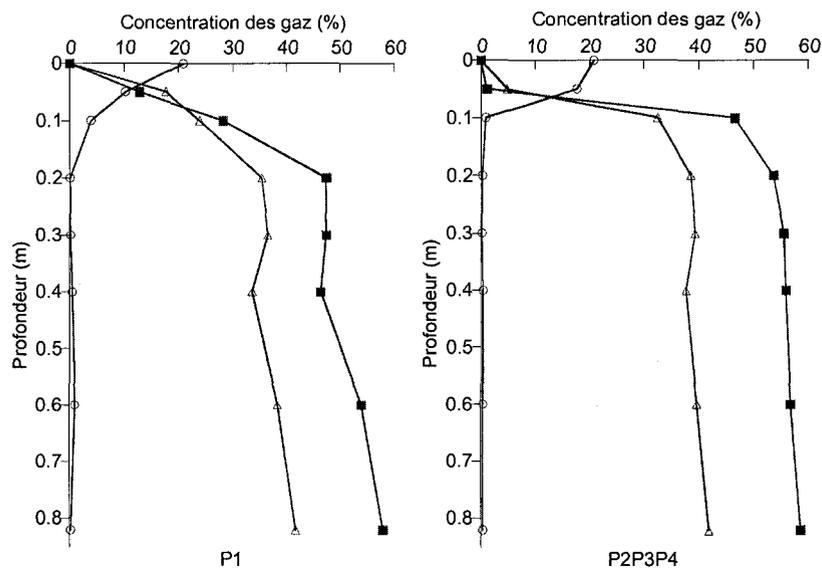


Figure 4-51 - Profils des concentrations de (■) CH₄; (▲) CO₂ et (○) O₂ des profils du BOPM-1

En observant le rapport CH₄/CO₂ et l'efficacité d'oxydation mesurée à 0,10 mètre (Tableau 4.7), on peut en conclure que le profil 1 a eu une meilleure performance d'oxydation que le reste du BOPM (profils 2, 3 et 4). Au profil 1 à 0,10 mètre, le rapport CH₄/CO₂ a été de 1,18 et l'efficacité d'oxydation de 12,35 %, Alors que les profils 2, 3 et 4 ont eu un rapport de 1,43 avec une efficacité de 4,61 %. D'après ces résultats, on aurait pu conclure que le profil 1 a eu une efficacité d'oxydation beaucoup plus élevée que celle du reste des profils du BOPM. Or, les mesures à 0,05 mètre ont montré des résultats qui vont à l'encontre de cette conclusion;

Pour le profil 1, le rapport CH_4/CO_2 est passé à 0,73 et à 17,97 % pour l'efficacité d'oxydation. Par contre, pour les autres profils, le rapport a diminué jusqu'à 0,23 et l'efficacité a atteint 56,18 %. Ainsi, dans la couche des 0,10 derniers mètres, l'efficacité des profils 2, 3 et 4 a pris le dessus alors qu'à 0,10 mètre, l'efficacité du profil 1 a été trois fois supérieure. Le rapport des flux surfaciques a confirmé cette dernière conclusion avec un rapport de 0,96 pour les émissions surfaciques correspondantes au profil 1 et 0,90 pour ceux correspondant aux restes des profils du BOPM. Les profils de concentrations de la Figure 4-51 montrent une importante chute de la concentration du méthane entre 0,10 et 0,05 mètre. Les prélèvements à 0,05 mètre sont donc un outil permettant d'affirmer avec plus de certitudes certaines conclusions quant au rapport CH_4/CO_2 .

D'ailleurs, la méthode de calcul d'oxydation utilisée est une méthode ponctuelle; elle estime l'efficacité de l'oxydation à une profondeur donnée en se basant sur les mesures de gaz effectuées à cette même profondeur. Cela implique que plus l'échantillonnage est proche de la surface du sol, on aura une meilleure estimation de la performance du BOPM à dégrader le méthane (Figure 4-52).

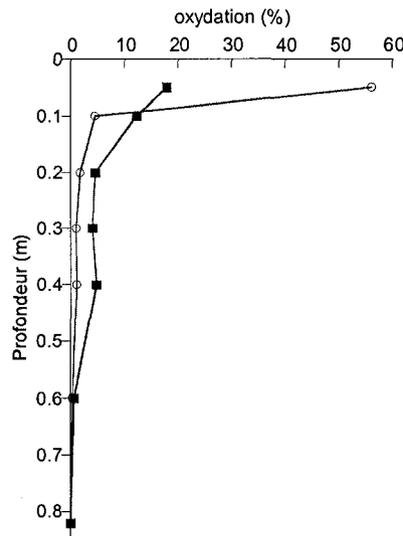


Figure 4-52 - Évolution de l'oxydation dans les profils 1 (■) et 2,3 et 4 (○) en fonction de la profondeur le 13 septembre 2007

4.6 Résultats des travaux complémentaires réalisés

4.6.1 Perméabilité à l'air

Ces essais ont été réalisés sur le mélange sable-compost dont la proportion volumique est de 5:1. Les degrés de saturation en eau (entre 80 et 88 %) ont été choisis en fonction des données du terrain.

Les valeurs de perméabilité obtenues ont été plus faibles que celles proposées par la littérature d'au moins un ordre de grandeur (Grover, (1955) et Reeve, (1965)) (Figure 4-53). La perméabilité du sol à l'air dépend de la matrice du sol et du mouvement du fluide (Bear, (1972), Hillel, (1998)). Elle est fonction des caractéristiques des pores de ce sol. Les caractéristiques incluent la porosité, la taille et la distribution des pores, la forme des pores, la tortuosité des pores et leurs connectivités. Un des problèmes associés à l'oxydation microbiologique du méthane est la formation de substance exopolymérique (SEP) qui conduit au colmatage du matériau de recouvrement. (Hilger et al. (1999), Chiemchairsiri et al. (2001), et Humer et Lechner, (2001)). Les SEP sont des substances avec des poids moléculaires élevés constituées principalement de polysaccharides. Ces sucres augmentent l'efficacité de l'agrégation. En conséquence, l'espace poreux des BOPM diminue, ainsi que la valeur du k_a .

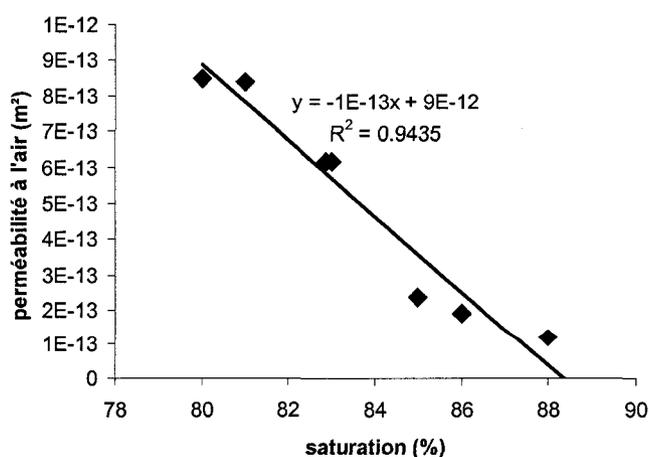


Figure 4-53 - Courbe de perméabilité à l'air en fonction de la saturation

Les essais de perméabilité à l'air ont été sujets à erreurs. Ces erreurs sont associées à l'observation visuelle, la synchronisation avec le passage des bulles et les fluctuations du manomètre. Pour chaque saturation, l'essai a été répété plusieurs fois pour minimiser ces erreurs.

Les résultats de ces essais ont été surtout utilisés par un étudiant à la maîtrise, David Rannaud, lors des calculs des flux advectifs lors de la migration des gaz dans le sol.

4.6.2 Courbe de rétention en eau (CRE)

Les résultats de ces essais ont permis de déterminer la teneur en eau sur certains endroits où les sondes ont été défectueuses.

Sur les courbes de rétention, le point d'entrée d'air n'a pas été bien déterminé à cause de la méthode qui a été utilisée. Ces essais ont été réalisés dans des cylindres et des essais de diffusion ont été menés simultanément. La teneur en eau a été réalisée par séchage du matériau à une température de 70°C. Il aurait fallu utiliser des sondes TDR (Time Domain Reflectometry) ou un profil instantané avec des tensiomètres, mais ces méthodes déstructurent l'échantillon et les tests de diffusion ne seraient plus réalisables.

Étant donné les valeurs de tension obtenues sur le terrain, on a pris les valeurs du potentiel matriciel entre à peu près le point d'entrée d'air et la teneur en eau résiduelle. Des courbes de régression ont été tracées pour pouvoir convertir les données des tensiomètres du terrain (Figure 4-54).

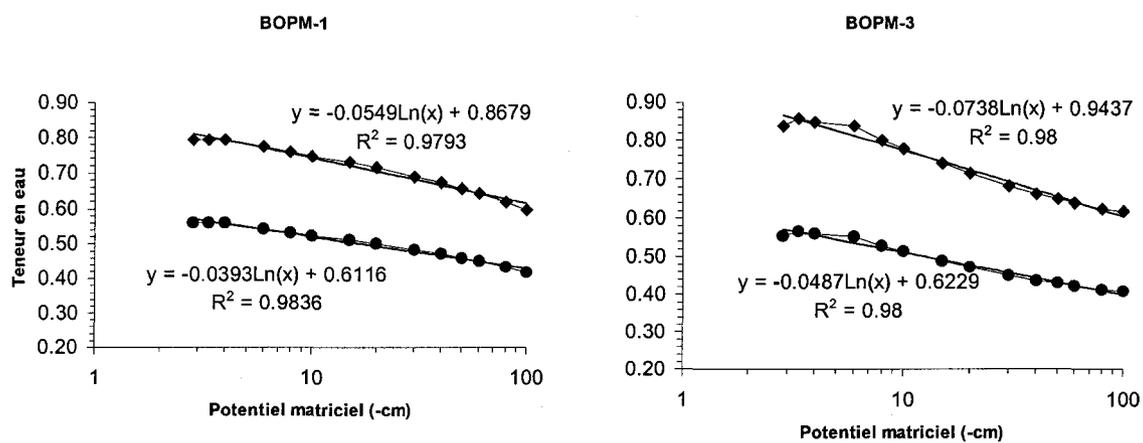


Figure 4-54 - Courbe de régression de la teneur en eau en fonction du potentiel matriciel

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de maîtrise cadre dans un projet de développement des bio-recouvrements d'oxydation passive de méthane (BOPM). Son premier objectif consistait à l'analyse d'une méthode de calcul d'efficacité à oxyder le CH_4 basée seulement sur des profils de gaz, en d'autres mots, en absence de données sur les flux de biogaz entrant. Le deuxième objectif concernait l'observation de l'effet des changements climatiques sur le comportement des BOPMs pendant une longue période avec un pas d'échantillonnage de l'ordre d'une semaine et l'analyse de l'effet de l'alternance jour/nuit sur leur efficacité lors de cycles très courts avec un pas d'échantillonnage de l'ordre de quelques heures.

L'analyse de la méthode de calcul d'efficacité a montré qu'elle présente quelques limitations liées à la constance du rapport N_2/O_2 lors de la migration de l'air atmosphérique dans le sol et la respiration de la matière organique.

Quant à la variation des pas d'échantillonnage lors des cycles, ceci a permis de tirer plusieurs conclusions :

Pendant les cycles de courtes durées (échelle = heure) :

- Les variabilités temporelles des concentrations et des émissions surfaciques de méthane ont été en corrélation avec les changements de la pression atmosphérique, même pour des valeurs en dessous de 0,1 kPa;
- À cause de l'hétérogénéité du sol, des variabilités spatiales ont pu être constatées. Des relations entre les données de teneur en eau et les températures du sol avec celles des profils de concentrations et des émissions surfaciques ont pu être établies;
- La vitesse du vent lors de l'échantillonnage dans la chambre statique a une influence sur l'efficacité de mesure de flux surfaciques;
- La variation journalière de la température a joué un rôle important sur l'oxydation du CH_4 . À 0,10 mètre, les variations des températures ont été suivies par des changements des concentrations de ce gaz et la variation de ces concentrations a été considérable, même en l'espace de quelques heures, ce qui a fait varier l'évolution de l'efficacité des BOPMs pendant une même journée;

- On a pu remarquer l'existence d'un délai entre un changement de température du milieu et son influence sur l'oxydation du CH₄, délai qui est dépendant des conditions du milieu;
- Pour le BOPM-1, la teneur en eau, à partir d'un certain degré, peut jouer le rôle de régulatrice de débit de biogaz, augmentant le temps de résidence et favorisant l'abattement du CH₄. La porosité du matériau du BOPM-3B a permis un drainage rapide de l'eau, car le même degré de saturation en eau a été observé pendant les deux cycles.

Quant au long cycle (échelle : semaine) :

- Juste après le dégel du sol, les quantités de méthane libérées sont très importantes et ont un impact direct sur la performance des BOPMs;
- L'augmentation du rapport diffusion/advection a pour conséquence une nette amélioration de l'efficacité du recouvrement à oxyder le méthane;
- Dans les conditions optimales de températures, les bactéries méthanotrophes sont plus influencées par les variations de température que par les valeurs elles-mêmes.

Les recommandations :

- L'augmentation de la porosité du BOPM-3B a nettement donné de meilleurs rendements d'oxydation. Ceci dit, une étude sur la percolation des eaux doit être menée en parallèle à cause de la pénétration des eaux dans les déchets. Peut-être la conception d'une barrière capillaire adéquate pourrait atténuer cet effet tout en permettant un temps de résidence des gaz plus long.
- Dans la méthode de calcul de l'oxydation, la respiration n'est pas prise en compte. Pour cela, une étude sur ce phénomène doit être approfondie pour connaître à quel point elle influence les calculs d'efficacité. Ya-t-il compétition entre les deux phénomènes? En présence de l'oxydation, est-ce que la respiration diminue? Ya-t-il un seuil minimum de concentration d'oxygène pour la respiration? Si oui, quelle est cette valeur? Peut-on distinguer le carbone qui provient de l'oxydation et celui qui provient de la respiration?

- En principe, les plus faibles émissions surfaciques de méthane correspondent aux profils de gaz dont les taux d'oxydation sont les plus élevés. Mais, souvent, ce n'est pas le cas. Chanton et al. (2007) ont eu le même problème avec les isotopes de carbone $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. Ils ont remarqué qu'il y avait un enrichissement du carbone à la surface par rapport à celui mesuré à 0,10 mètre. Une de leurs hypothèses est la différence de surface de mesure entre les tubes (de l'ordre du mm^2) et la chambre statique (de l'ordre du m^2). Étant donné la grande surface de la chambre, il se peut qu'à cause d'une fissure dans le recouvrement, le méthane y passe, et en conséquence, le rapport subit un enrichissement plus faible par rapport à celui des tubes, qui lui, passe à travers tout le recouvrement. Dans notre cas, en solution à ce problème, on pourrait utiliser la méthode des gradients pour les calculs des flux surfaciques;
- Étant donné la variabilité spatiale des émissions surfaciques de méthane observée sur les BOPMs, il serait intéressant d'effectuer une corrélation entre les mesures de concentration du balayage au FID et les mesures de flux surfaciques. De cette façon, les concentrations de CH_4 sont converties en flux ce qui améliore l'estimation du flux total du BOPM;
- Pendant les courts cycles d'échantillonnage, on a remarqué que, selon l'heure de la mesure, les valeurs de concentration de CH_4 ainsi que les flux changeaient. Plusieurs études pourraient être menées dans le but de choisir une heure représentative de toute une journée selon des conditions de terrain spécifiques.

BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M., Mbonimpa, M. et Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, and soil pollution*, vol. 156, n° 1, p. 163-193.
- Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., Lei, Y. et Stern, J. (2006). Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management*, vol. 26, n° 11, p. 1305-1312.
- Albertson, M.L., Pruden, A. et Oliver, R.T. (2006). Enhanced anaerobic digestion of biomass waste for optimized production of renewable energy and solids for compost. *International Congress Series*, vol. 1293, p. 221-229.
- Arnold Klute (1986). *Methods of soils analysis. Part1: physical and mineralogical methods.* American Society of Agronomy,
- Augenstein, D. et Pacey, J. (1991). Modeling landfill methane generation. In Anonyme, *Sardinia 91 - Third International Landfill Symposium* (p. 115-148), Cagliari, Italy, 14-18 October. CISA Publishers.
- B.A. Kimball (1983). Carbon dioxide and agricultural yield: an assemblage and analysis of 430 prior observations. *Agron*, p. 633-637.
- Barlaz, M.A., Green, R.B., Chanton, J.P., Goldsmith, C.D. et Hater, G.R. (2004). Evaluation of a Biologically Active Cover for Mitigation of Landfill Gas Emissions. *Environmental science & technology*, vol. 38, n° 18, p. 4891-4899.
- BEAR, J. AND VERRUIJT, A. (1987). *MODELING GROUNDWATER FLOW AND POLLUTION. LIVRO,*
- Bender, M. et Conrad, R. (1995). Effect of CH₄ concentrations and soil conditions on the induction of CH₄ oxidation activity. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 27, n° 12, p. 1517-1527.
- Benjamin Dessus et Bernard Laponche (2002). L'importance du méthane comme gaz à effet de serre n'est pas assez prise en compte. *Le Monde,*

- Benson C.H. and Othman, M.A. (1993). Hydraulic and mechanical characteristics of a compacted municipal solid waste compost. *Waste Manage. Res.*, p. 127–142.
- Bergamaschi, P., C. Lubina, R.Konigstedt, H. Fischer, A.C. Veltkamp, and O. Zwaagstra (1998). Stable isotopic signature of methane from European landfill sites. *J. geophys*, p. 8251–8265.
- Berger, J., Fornés, L.V., Ott, C., Jager, J., Wawra, B. et Zanke, U. (2005). Methane oxidation in a landfill cover with capillary barrier. *Waste Management*, vol. 25, n° 4, p. 369-373.
- Bingemer, H G. and P J Crutzen (1987). The Production of Methane from Solid Wastes. *Journal of Geophysical Research* 90(D2): 2181-2187,
- Bird, R.B., Stewart, W.E. and Lightfoot, E.N. *Transport Phenomena*.
- Boeckx, P. et Van Cleemput, O. (2000). Methane oxidation in landfill soils. In Singh, S.N., *Trace gas emissions and plants* (p. 197-213). The Netherlands, Kluwer.
- Boeckx, P., Van Cleemput, O. et Villaralvo, I. (1996). Methane emission from a landfill and the methane oxidizing capacity of its covering soil. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 28, p. 1397-1405.
- Boeckx, P. et Van Cleemput, O. (1996). Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. *Journal of environmental quality*, vol. 25, n° 1, p. 178-183.
- Bogner, J., M. Abdelrafie Ahmed, C. Diaz, A. Faaij, Q. Gao, S. Hashimoto, K. Mareckova, R. Pipatti, T. Zhang (2007). In *Climate Change 2007: Mitigation Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Waste Management*,
- Bogner, J.E., Meadows, M. et and Czepiel, P. (1997). Fluxes of CH₄ between landfills and the atmosphere: Natural Engineered Control. *Soil Use and Management*, vol. 3, p. 268-277.
- Bogner, J.E. et Spokas, K.A. (1993). Landfill CH₄: Rates, Fates and Role in Global Carbon Cycle. *Chemosphere*, vol. 26, p. 369-386.
- Bogner, J.E., Spokas, K.A. et Burton, E.A. (1997). Kinetics of Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil: Temporal Variations, a Whole-Landfill Oxidation Experiment, and Modeling of Net CH₄ Emissions. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 31, n° No. 9, p. 2504-2514.

- Borjesson, G., Chanton, J. et Svensson, B.H. (2001). Methane oxidation in two Swedish landfill covers measured with carbon-13 to carbon-12 isotope ratios. *J. Environ. Qual.*, vol. 30, p. 369-376.
- Borjesson, G., Sundh, I. et Svensson, B.H. (2004). Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS Microbiol. Ecol.*, vol. 48, p. 305-312.
- Börjesson, G., Sundh, I. et Svensson, B. (2004). Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 48, n° 3, p. 305-312.
- Börjesson, G. et Svensson, B.H. (1997). SEASONAL AND DIURNAL METHANE EMISSIONS FROM A LANDFILL AND THEIR REGULATION BY METHANE OXIDATION. *Waste Management & Research*, vol. 15, n° 1, p. 33-54.
- Brooks, R.H. et Corey, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology paper no. 3, Colorado State University, Fort Collins, Colorado,
- Cabral, J.F. Moreira, M-A. Askri, A.K. Santos et L.B. Jugnia (2008). Engineering Landfill Covers for Methane Oxidation: Lessons Learned from a Failed Design. GWS-ICLRS,
- Cabral, A., Arteaga, K., Rannaud, D. et Pouët, M.F. (2006). Réduction du méthane émis par les sites d'enfouissement avec une barrière d'oxydation passive. Rapport d'étape pour le Programme de subventions de projets stratégiques, p. 1-117.
- Chanton, J.P. et and Liptay, K. (2000). Seasonal Variation in Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil as Determined by an In situ Stable Isotope Technique. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. No. 14, p. pp. 51-60.
- Corey, A.T. (1957). Measurement of water and air permeability in unsaturated soil. *Soil Science Society of America Proceeding*, vol. 1, p. 7-10.
- Corey, A.T. (1954). The interrelation between gas and oil relative permeabilities. *Prod. Mon*, p. 38-41.
- Czepiel, P., Mosher, B., Crill, P. et Harriss, R. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research*, vol. 101, n° 11, p. 16721-16729.

- Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P.M. et Harriss, R.C. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research*, vol. 101, n° No.D11, p. 16721-19729.
- Czepiel, P.M., Shorter, J.H., Mosher, B., Allwine, E., McManus, J.B., Harriss, R.C., Kolb, C.E. et Lamb, B.K. (2003). The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. *Waste Management*, vol. 23, n° 7, p. 593-598.
- David Rannaud (2007). *Maitrise: Réduction des émissions de méthane des sites d'enfouissement par oxydation : Conception, construction, suivi de cellules expérimentales et simulations numériques.*
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P. et Van Cleemput, O. (1999). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*, vol. 33, n° 1, p. 1854-1859.
- De Visscher, Michael Schippers and Oswald Van Cleemput (2001). Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors. *Biology and Fertility of Soils*,
- Delhoméie, M., Bibeau, L. et Heitz, M. (2002). A study of the impact of particle size and adsorption phenomena in a compost-based biological filter. *Chemical Engineering Science*, vol. 57, n° 24, p. 4999-5010.
- Einola, J.M., Kettunen, R.H. et Rintala, J.A. (2007). Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, n° 5, p. 1156-1164.
- Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates. *Journal of Air and Waste Management Association*, p. 1583–1591.
- El Ghabi, B. (2007). *Étude des recouvrements avec effet de barrière capillaire pour minimiser les infiltrations d'eau dans les sites d'enfouissement de matières résiduelles.* Université de Sherbrooke, Sherbrooke 96 p.
- G.L. Hutchinson et A.R. Mosier (1981). Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, p. 311–316.

- Gebert, J. et Gröngröft, A. (2006). Performance of a passively vented field-scale biofilter for the microbial oxidation of landfill methane. *Waste Management*, vol. 26, n° 4, p. 399-407.
- Gebert, J. et Gröngröft, A. (2006). Performance of a passively vented field-scale biofilter for the microbial oxidation of landfill methane. *Waste Management*, vol. 26, n° 4, p. 399-407.
- Gebert, J. et Groengroeft, A. (2006). Passive landfill gas emission - Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management*, vol. 26, n° 3, p. 245-251.
- Gebert, J., Groengroeft, A. et Miehlich, G. (2003). Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. *Waste Management*, vol. 23, n° 7, p. 609-619.
- Ghabaee, K. & Rodwell, W.R. (1989). Landfill gas modelling—a literature survey of landfill gas generation and migration. Atomic Energy Establishment Winfrith,
- GIEC/IPCC (2007). Climate change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Grover, B.L. (1955). Simplified air permeameters for soils in place. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, p. 414–418.
- Hettiaratchi, P. et Pokhrel, D. (2003). A New Approach to Quantify Methane Oxidation in a Landfill Bio-Cover: ... In Anonyme, 9th Int. Waste Mgmt and Landfill Symp.(p. Paper 485), Italy, October 6-10.
- Hilger, H.A., Cranford, D.F. et Barlaz, M.A. (2000). Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil. *Soil Biol. Bioch.*, vol. 32, p. 457-467.
- Hilger, H.A., Liehr, S.K. et Barlaz, M.A. (1999). A model to assess biofilm exopolymer effects on methane oxidation in landfill cover soil. In Anonyme, 7th International Waste Management and Landfill Symposium (p. 411-417), Cagliari, Italy, CISA.
- Hillel, D. et New York : Academic, Press (1980). Soil Air and Aeration. In Anonymous, *Fundamentals of Soil Physics* (p. 263-284). 1980, New York : Academic Press.
- <http://www.nasa.gov/>.
- <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/>.

<http://www.techno-science.net/>.

- Hu, Y., Nagai, Y., Matsuoka, M. et Anpo, M. (2007). Selective photocatalytic oxidation of methane into methanol on V-MCM-41 mesoporous molecular sieves. In Dongyuan Zhao, Shilun Qiu, Yi Tang and Chengzhong Yu, *Studies in Surface Science and Catalysis*, (p. 717-720). Elsevier.
- Huber-Humer, M. et Lechner, P. (2002). Proper bio-covers to enhance methane oxidation - findings from a two year field trial. In Anonyme, *25th annual Landfill Gas Symposium*. (p. 101-113), Monterey, CA, SWANA (publ. GR-LG-00325).
- Humer, M. et Lechner, P. (2001). Microorganisms against the Greenhouse Effect – Suitable Cover Layers for the Elimination of Methane Emissions from Landfills. In Anonyme, *Proceedings from the Solid Waste Association of North America's (SWANA)* (p. 305-318), San Diego, California, June 2001. Publication GR-LM-0006, 6th Annual Landfill Symposium.
- Humer, M. et Lechner, P. (1999). Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management Research*, vol. 17, p. 443-452.
- IPCC (2001). *Climate change 2001 The scientific basis*. In Anonyme . [En ligne]. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/pdf/TAR-04.PDF 2007).
- Ishigaki, T., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M. et Fujita, M. (2005). Bioleaching of metal from municipal waste incineration fly ash using a mixed culture of sulfur-oxidizing and iron-oxidizing bacteria. *Chemosphere*, vol. 60, n° 8, p. 1087-1094.
- J.Glinski, W.S. (1985). *Soil Aeration and its Role for Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL.,
- Jäckel, U., Thummes, K. et Kämpfer, P. (2005). Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 52, n° 2, p. 175-184.
- Jones, H.A. et Nedwell, D.B. (1993). Methane emission and methane oxidation in landfill cover soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, vol. 102, p. 185-195.
- Kightley, D., Nedwell, D.B. et Cooper, M. (1995). Capacity of methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 61, p. 592-601.

- Liptay, K., J. Chanton, P. Czepiel, and B. Mosher (1998). Use of stable isotopes to determine methane oxidation in landfill cover soils. *J. Geophys. Res.*, p. 8243–8250.
- Louis-B Jugnia, Alexandre Cabral, Charles W. Greer (2008). Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. *ecological engineering*,
- Lytwysyshyn, G.R., Zimmerman, R.E., Flynn, N.W., Wingenden, R. & Olivieri, V (1982). Landfill methane recovery. Part II: Gas Characterization, Final Report, Gas Research Institute,
- M. Christophersen, L. Linderød, P. Erland Jensen and P. Kjeldsen (2000). Methane oxidation at low temperature in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality* 29, p. 1989-1997.
- M-A. Askri (2006). Rapport "Mesures du coefficient de perméabilité à l'air ka du mélange sable-compost installé à Saint-Nicéphore".
- Martin Héroux (2008). Développement d'outils de gestion des biogaz produits par les lieux d'enfouissement sanitaire. Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Philosophiae Doctor (Ph.D),
- Ménétrier, C., Élie, M., Martinez, L., Le Solleuz, A., Disnar, J., Robin, C., Guillocheau, F. et Rigollet, C. (2005). Estimation de la température maximale d'enfouissement du Toarcien et du Callovo-Oxfordien au centre du bassin de Paris par les marqueurs organiques. *Comptes Rendus Geosciences*, vol. 337, n° 15, p. 1323-1330.
- Nastev, M. (1998). Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations. Ph.D., Université Laval, Québec, 373 p.
- Nozhevnikova, A.N., Lifshitz, A.B., Lebedev, V.S. et Zavarzin, G.A. (1993). Emission of methane into the atmosphere from landfills in the former USSR. *Chemosphere*, vol. 26, n° 1-4, p. 401-417.
- Parent, S. et Cabral, A.R. (2006). Design of Inclined Covers with Capillary Barrier Effect. *Geotechnical and Geological Engineering Journal*, vol. 24, p. 689-710.
- PAVONI, J.L. et HEER, J.E. HANDBOOK OF SOLID WASTE DISPOSAL. VAN NOSTRAND REINHOLD,

- Powelson, D.K., Chanton, J., Abichou, T. et Morales, J. (2006). Methane oxidation in water-spreading and compost biofilters. *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 6, p. 528-536.
- Prosser, R.a.J.A. (1995). Landfill Gas and Groundwater Contamination. *American Society of Civil Engineering*, vol. 53, n° Geotechnical Special Publication, p. 258-271.
- Rolston, D.E. (1986). Gas Diffusivity and Gas Flux. vol. Chap. 46 et Chap 47, n° University of California.,
- Ross, B. (1990). Diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, vol. 26, n° 10, p. 2625-2629.
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J.P., Blake, D., Morcet, M., Aran, C. et Kjeldsen, P. Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. *Waste Management*, vol. In Press, Corrected Proof,
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y.M. et Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, vol. 26, n° 5, p. 516-525.
- Stein, V.B., Hettiaratchi, J.P.A. et Achari, G. (2001). Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soils. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, vol. 5, p. 225-234.
- Stern, J.C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S. et Bogner, J. (2007). Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, vol. 27, n° 9, p. 1248-1258.
- Streese, J. et Stegmann, R. (2003). Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters. *Waste Management*, vol. 23, n° 7, p. 573-580.
- Tregoures, Beneito, Berne, Gonze, Sabroux, Savanne, Pokryszka, Tauziède, Cellier, Laville, Milward, Arnaud, Levy and Burkhalter (1999). Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill. *Waste Management & Research*, p. 453-458.
- USEPA (2003). Inventory of US greenhouse gas emissions and sinks, 1990-2001. EPA 430-R-03-004, p. 254.

- Visvanathan, C., Pokhrel, D., Cheimchaisri, W., Hettiaratchi, J.P.A. et Wu, J.S. (1999). Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effects of temperature, moisture content and methane concentration. *Waste Management & Research*, vol. 17, p. 313-323.
- W. Chiemchaisiri, J.S. Wu and C. Visvanathan (2001). Methanotrophic production of extracellular polysaccharide in landfill cover soils. *Water Science & Technology*, p. 151–159.
- Whalen S., Reeburg W., Barber W. (1992). Oxidation of methane in boreal forest soils: a comparison of seven measures. *Biogeochemistry*, p. 181–211.
- Whalen, S.C. et Reeburgh, W.S. (1990). Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature*, vol. 346, p. 160-162.
- Whalen, S.C., Reeburgh, W.S. et Sandbeck, K.A. (1990). Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 56, p. 3405-3411.
- Wuebbles, D.J. et Hayhoe, K. (2002). Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews*, vol. 57, n° 3-4, p. 177-210.

ANNEXE

Lois sur les sites d'enfouissement au Québec

Captage et élimination des biogaz

32. (...) Dans le cas de lieux d'enfouissement ayant une capacité maximale supérieure à 1 500 000 m³ ou aménagés, ou dès qu'un lieu d'enfouissement reçoit 50 000 tonnes de matières résiduelles ou plus par année, le système de captage des biogaz doit comporter un dispositif mécanique d'aspiration, [...]. De plus, les biogaz captés dans les lieux d'enfouissement visés au deuxième alinéa doivent être éliminés au moyen d'équipements qui assurent une destruction thermique d'au moins 98 % des composés organiques autres que le méthane ou qui permettent de réduire la concentration de ces composés à moins de 20 ppm équivalent hexane, en volume, mesurée sur une base sèche à 3 % d'oxygène [...]. L'élimination des biogaz peut aussi être effectuée au moyen de tout autre équipement de destruction [...]

Biogaz

60. La concentration de méthane dans les biogaz produits par les matières résiduelles enfouies dans un lieu d'enfouissement technique ne doit pas dépasser 25 % de sa limite inférieure d'explosivité, soit 1,25 % par volume, lorsqu'ils sont émis ou parviennent à migrer et à s'accumuler dans le sol et les bâtiments ou installations (autres que les systèmes de captage ou de traitement des lixiviats, des eaux ou des biogaz) qui sont situés à une distance maximale de 150 mètre des zones de dépôt sans excéder toutefois la limite extérieure de toute zone tampon établie [...]

62. Pendant la période de fonctionnement d'un système de captage des biogaz muni d'un dispositif mécanique d'aspiration, [...] la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt soumises à l'action de ce système doit, pendant cette même période, être inférieure à 500 ppm, en volume, que ces zones aient ou non fait l'objet d'un recouvrement final. [...]

Mesures de contrôle et de surveillance

67. Au moins quatre fois par année, à des intervalles répartis uniformément dans l'année, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique doit mesurer ou faire mesurer la concentration de méthane dans le sol ainsi qu'à l'intérieur des bâtiments et installations de manière à s'assurer du respect des exigences de l'article 60. [...]e nombre et la localisation sur le terrain des points de contrôle du méthane sont déterminés en fonction des conditions géologiques et hydrogéologiques ainsi que des aménagements prévus[...]

68- Pendant la période de fonctionnement d'un système de captage des biogaz muni d'un dispositif mécanique d'aspiration, le débit de ces biogaz doit être mesuré en continu, avec enregistrement des résultats. L'exploitant doit en outre mesurer ou faire mesurer, selon le cas :

1° à tous les trois mois au moins :

— la concentration de méthane généré par les matières résiduelles;

— la concentration d'azote ou d'oxygène et la température dans chacun des drains et des puits de captage;

2° une fois par année au moins : la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt de tout lieu d'enfouissement technique qui reçoit 100 000 tonnes ou moins de matières résiduelles par année;

3° trois fois par année au moins :, soit au printemps, à l'été et à l'automne, la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt de tout lieu d'enfouissement technique qui reçoit plus de 100 000 tonnes de matières résiduelles par année. [...]

71. [...]L'exploitant doit en outre transmettre au ministre, dans les trente jours qui suivent celui où il en est informé, les résultats des mesures effectuées ainsi que les résultats des mesures de la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt et de la vérification de l'efficacité de destruction des composés organiques effectuées.

Fermeture

84. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique peut demander au ministre d'être libéré de toute obligation de suivi environnemental ou d'entretien prescrite par le présent règlement lorsque, pendant une période de suivi d'au moins cinq ans effectuée après la fermeture définitive du lieu, les conditions suivantes sont respectées :

[...]3° la concentration du méthane a été mesurée dans les composantes du système de captage des biogaz, à une fréquence d'au moins quatre fois par année et à des intervalles répartis uniformément dans l'année, et toutes les mesures ont indiqué une concentration de méthane inférieure à 1,25 % par volume. [...]