

NOTE TO USERS

Copyrighted materials in this document have not been scanned at the request of the author. They are available for consultation in the author's university library.

66-78

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CALIBRATION D'UN MODÈLE DE PRODUCTION DU MÉTHANE SUR UN LIEU
D'ENFOUISSEMENT BASÉE SUR UN BILAN DE MATIÈRE DU MÉTHANE

BRUNO FÉCIL
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
JUILLET 2003



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

Acquisitions et
services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-612-86395-6

Our file Notre référence

ISBN: 0-612-86395-6

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

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

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège 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 dissertation.

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

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

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

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

CALIBRATION D'UN MODÈLE DE PRODUCTION DE MÉTHANE SUR UN SITE
D'ENFOUISSEMENT BASÉE SUR UN BILAN DE MATIÈRE DU MÉTHANE

présenté par: FÉCIL Bruno

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. KLVANA Danilo, Ph.D., président

M. GUY Christophe, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre

M. HÉROUX Martin, Ing. M. Sc. A., membre et codirecteur de recherche

REMERCIEMENTS

Je remercie M. Christophe Guy, Ph. D., mon directeur, pour m'avoir permis de réaliser ce projet et pour ses conseils avertis.

Je remercie M. Martin Héroux, Ing. M. Sc. A., pour m'avoir conseillé judicieusement et soutenu activement tout au long du projet.

Je remercie M. Thierry Pagé, Ing. M. Sc. A., pour ses conseils et pour avoir montré de l'intérêt pour l'avancement de mon projet.

Je remercie tous les gens du Complexe environnemental de Saint-Michel, Hubert, Daniel et Albert et tous les autres, pour leur aide et leur dynamisme et les bonnes parties de volley-ball sur l'heure du midi pimentées de bonnes blagues.

Je tiens aussi à remercier les gens du Laboratoire de la Ville de Montréal, particulièrement M. Yves Longpré, pour son aide et ses précieux conseils.

Pour finir, je tiens à remercier tous les gens, parents et amis qui m'ont, par leur soutien, permis de mener à bien mon projet.

RÉSUMÉ

En Amérique du nord, plus de 80% des matières résiduelles générées par la société est disposé dans des lieux d'enfouissement sanitaire (LES). La dégradation anaérobie de la matière organique contenue dans ces matières résiduelles conduit à la production d'un gaz (ou biogaz) dont les constituants majoritaires sont le méthane et le dioxyde de carbone. Les impacts environnementaux des LES sont de plusieurs natures. La pollution des eaux souterraines par le lixiviat chargé de contaminants, les émissions de gaz à effet de serre et les émissions de composés organiques volatils toxiques ou malodorants sont reconnues comme les principales sources de nuisances. À ces problèmes environnementaux, viennent se greffer les risques pour la santé humaine dus, entre autres, au potentiel explosif du méthane lorsque ce dernier migre dans les sols adjacents jusque dans les zones habitées. Toutefois le biogaz ne représente pas uniquement une source de nuisance, car il peut être capté et valorisé pour la production d'énergie.

Compte tenu des bénéfices qu'il peut générer et des impacts négatifs qu'il peut avoir sur l'environnement, les quantités de CH_4 et de biogaz générées par les déchets gagnent à être connues. Le développement d'un outil prédictif pour estimer ces quantités permettrait une meilleure gestion dans l'exploitation des gaz des LES.

Le principal objectif de ce projet de recherche consistait à valider et à calibrer un modèle de génération du CH_4 à partir d'un bilan de matière sur ce composé. Dans le but de réaliser cet objectif, des méthodes et des protocoles de mesure des émissions surfaciques du CH_4 , du taux d'oxydation du CH_4 et des quantités de CH_4 collectées ont été développés.

La détermination des émissions surfaciques de CH_4 a été réalisée sur différentes zones du LES du Complexe Environnemental de Saint-Michel. Une méthode d'estimation des émissions surfaciques locales a été mise au point. Celle-ci associe la chambre de flux

dynamique, pour la mesure locale du flux surfacique, et deux méthodes de mesures de concentration de CH_4 au sol au même endroit de l'estimation de la valeur du flux. Cette méthode a permis de développer des corrélations entre le flux de CH_4 et la concentration de CH_4 mesurée au sol. Cette dernière a été estimée en entonnoir et par la méthode «Instantaneous Surface Monitoring» (ISM). Les corrélations établies ont permis d'estimer le flux surfacique de CH_4 à partir des concentrations de ce gaz au sol de façon rapide, peu onéreuse et avec une logistique minime. L'utilisation de l'outil géostatistique, le krigeage, a permis avec les mesures locales du flux déterminées aux nœuds d'une grille et aux lieux de fortes émissions repérées par la méthode ISM, d'estimer les émissions totales sur les différentes zones étudiées sous des conditions météorologiques connues. Le logiciel Surfer a été utilisé pour réaliser le krigeage. La méthode mise au point a permis de montrer que les émissions surfaciques de CH_4 sont faibles pour le Complexe Environnemental de Saint-Michel. Les émissions sont plus faibles sur les zones plus vieilles avec recouvrement finalisé que sur les zones plus jeunes dépourvues de recouvrement finalisé. De plus, il a été observé que les émissions surfaciques de CH_4 diminuent lorsque la pression atmosphérique augmente.

Le taux d'oxydation du méthane a été estimé par la mesure de la variation du flux de CH_4 à des profondeurs distinctes d'un même endroit. Il a été estimé en moyenne à 43% pour le Complexe Environnemental de Saint-Michel.

La quantité du méthane captée a été mesurée en tête de puits avec un anémomètre à hélices qui permettait de mesurer la vitesse du gaz au voisinage du centre du puits de captage. Ces mesures ont été associées à des mesures de pression, température et composition du gaz collecté en tête de puits.

La détermination de chacune de ces grandeurs a rendu possible, en réalisant un bilan de matière sur le CH_4 , la détermination de l'efficacité du captage du CH_4 pour le site du

Complexe Environnemental de Saint-Michel de Montréal. Le taux d'efficacité de captage moyen a été estimé à 98%.

Cette approche a permis de valider et de calibrer un modèle de génération de premier ordre à une phase en utilisant les données annuelles de captage disponibles. La constante de génération de CH_4 (k) a été estimée à $0,0427 \text{ année}^{-1}$. Le logiciel E-plus, développé par l'EPA pour simuler la génération du CH_4 avec un modèle de premier ordre, a été utilisé pour réaliser les simulations. Il a permis de déterminer par essai erreur le potentiel de génération de CH_4 (Lo) estimé à 78 m^3 de CH_4 par tonne de déchets.

Ces mêmes simulations ont été aussi réalisées avec un modèle de premier ordre à une phase sur le logiciel Excel. Cette deuxième approche étant plus flexible a permis de tenir compte des quantités annuelles de déchets enfouies, contrairement au logiciel E-plus qui utilise une valeur moyenne. Cette approche a permis de déterminer par essai erreur une valeur du potentiel de génération de CH_4 (Lo) égale à 85 m^3 de CH_4 par tonne de déchets.

ABSTRACT

In North America, more than 80% of the waste produced by the society is disposed in landfill. The anaerobic degradation of organic matter leads to production of gas (or landfill gas (LFG)). The main LFG components are methane and carbon dioxide. Landfills have several impacts on environment. Leachate pollution, greenhouse gas emissions and toxic or malodorous volatile organic compounds emissions are recognized like principal sources of harmful effects. Moreover landfill gas can be harmful to human health due to methane explosion hazards when it migrates in the adjacent soil into inhabited zones. However, LFG does not only represent a harmful source effect, because it can be collected for energy production. Taking into account the benefit that it can generate and its negative effects on environment, there are many advantages to know LFG and CH₄ quantities produced. The development of predictive tool to estimate CH₄ quantities generated, used as a tracer, would allow improving LFG management.

Main goal of this research consisted to validate and to calibrate a methane generation model with a methane mass balance. Methods and protocols of methane surface emission measurements; methane oxidation rate and methane quantities collected have been developed.

The determination of CH₄ surface emissions was carried out on various zones at the Complexe Environnemental de Saint-Michel landfill. A method to estimate local surface emissions was developed. This one associates the dynamic flux chamber to measure local methane surface flow and two methods for methane concentration measurement on the ground at the same location where methane flow was estimated. This method made it possible to develop correlations between CH₄ flow and CH₄ concentration on the ground measured in funnel and by the "Instantaneous Surface Monitoring" method (ISM). The established correlations allowed estimating the CH₄ flow with fast and not expensive

measurement of CH_4 concentration at the ground using a simple logistic. A geostatistic method, the kriging one, allowed, with local flow measurements estimated at the nodes of a grid and at different points with strong emissions identified during the screening phase with the ISM method, estimating total flow on the various zones studied under monitored weather conditions. The Surfer software was used to realize kriging operations. The developed method made it possible to show that CH_4 surface emissions are low for le Complexe Environnemental de Saint-Michel. Emissions are weaker on older zones with finalized covering than on younger zones without finalized covering. Moreover, it was observed that CH_4 surface emissions decrease when the atmospheric pressure increases.

The oxidation rate was determined by measurements of methane flow variations. These measurements were estimated with dynamic flux chamber at distinct depths. It was estimated on average at 43% for le Complexe Environnemental de Saint-Michel.

The methane quantity collected was measured at the top of the well with a propellers anemometer. It allowed determining gas speed close to the well center. These measurements were associated with pressure, temperature and gas composition measurements in the well.

The determination of each of these variables made it possible, using a methane mass balance, to determine the methane collection efficiency at the Complexe Environnemental de Saint-Michel landfill localized at Montreal. The average rate collection efficiency was estimated at 98%.

This approach allowed, starting from annual gas collection data, to calibrate a one phase first order methane generation model and to simulate the methane generation with the E-plus software. The CH_4 generation constant (k) was estimated at $0,0427 \text{ year}^{-1}$. With E-

plus software, the CH₄ generation potential (Lo) was estimated at 78 m³ of CH₄ per ton of waste.

These simulations were also realized with a first order decay model with one phase on the Excel software. This second approach being more flexible made it possible to consider the annual quantities of disposed wastes, contrary to the E-plus software which uses an average value. This approach made it possible to determine CH₄ generation potential value (Lo) equal to 85 m³ of CH₄ per ton of waste.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES.....	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
CHAPITRE 1: INTRODUCTION	1
1.1 Définition de la problématique	1
1.2 Objectifs de la recherche.....	5
1.3 Organisation du mémoire	5
CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Description d'un site d'enfouissement sanitaire	7
2.1.1 Les opérations.....	7
2.1.2 Nature et composition des déchets municipaux.....	8
2.1.3 Problématiques liées aux sites d'enfouissement.....	10

2.1.3.1	Le lixiviat.....	10
2.1.3.2	Le biogaz.....	12
2.2	Production de biogaz dans un site d'enfouissement	13
2.2.1	Définition et propriétés du biogaz	13
2.2.2	Étapes de production du biogaz.....	15
2.2.3	Les facteurs qui influencent la production du biogaz.....	20
2.2.4	Estimation et modélisation de la production du biogaz.....	22
2.2.4.1	Les modèles de production du biogaz.....	24
2.2.4.2	Comparaison des différents modèles et sélection d'un modèle de production	31
2.2.4.3	Méthodes de calibration des modèles de production à paramètres cinétiques globaux	32
2.3	Migration du biogaz dans un lieu d'enfouissement sanitaire	35
2.3.1	Écoulement du gaz en milieu poreux.....	35
2.3.2	Les émissions atmosphériques de CH ₄	38
2.3.2.1	Les facteurs qui influencent les émissions de CH ₄	39
2.3.2.2	Méthodes de mesures des émissions atmosphériques de CH ₄	44
2.3.3	La migration latérale.....	51
2.3.3.1	Les facteurs qui influencent la migration latérale.....	52
2.3.3.2	Méthode de mesure de la migration latérale.....	52
2.4	L'oxydation du CH₄ dans un lieu d'enfouissement sanitaire.....	53
2.4.1	Les mécanismes biologiques mis en jeu	53
2.4.2	Les facteurs qui influencent l'oxydation	54
2.4.3	Les méthodes de mesure de l'oxydation.....	56
2.5	Le captage du biogaz	58
2.5.1	Description d'un puits de captage et d'un réseau de captage	58
2.5.2	Méthodes d'estimation du rayon d'influence des puits de captage	61

2.5.2.1	Méthode de Lofy.....	62
2.5.2.2	Méthode de l'EPA	62

CHAPITRE 3: CALIBRATION OF MONTREAL'S MSW LANDFILL GENERATION METHANE MODEL BASED ON FIELD MEASUREMENTS AND METHANE MASS BALANCE 64

3.1	Abstract.....	65
3.2	Introduction.....	65
3.3	Background	66
3.3.1	Landfill CH ₄ production and modeling	66
3.3.2	Atmospheric emissions and methane oxidation.....	69
3.3.2.1	Methane emissions.....	70
3.3.2.2	Methane oxidation	73
3.3.3	Lateral migration.....	75
3.3.4	LFG collection	75
3.3.5	CESM presentation.....	76
3.4	Methodology	78
3.4.1	Measurement of net methane emissions	78
3.4.1.1	Materials and methods.....	79
3.4.1.2	Meteorological data	81
3.4.1.3	Method description	81
3.4.2	Methane oxidation rate measurement and estimation.....	81
3.4.3	Measurements of methane collected and wells collection efficiency	83
3.4.4	Methane generation modeling and calibration.....	84
3.5	Results.....	84
3.5.1	Measurements of net methane emissions.....	84

3.5.1.1	Correlations between CH ₄ concentrations on the ground and CH ₄ flow.	84
3.5.1.2	Applications	87
3.5.2	Methane oxidation rate measurement and estimation	90
3.5.3	Measurements of methane collected and wells collection efficiency	90
3.5.4	Methane generation modeling calibration	91
3.6	Discussion	93
3.7	Conclusion	95
CHAPITRE 4: CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		98
4.1	Conclusions	98
4.2	Recommandations	101
CHAPITRE 5: RÉFÉRENCES		103
CHAPITRE 6: ANNEXES		122
6.1	Annexe A : Validation du fonctionnement réacteur parfaitement mélangé de la chambre de flux et répliquabilité des mesures de flux	123
6.2	Annexe B : Détermination du temps d'échantillonnage avec l'entonnoir	127
6.3	Annexe C : Données des valeurs de flux de CH ₄ mesurés et détermination de l'erreur sur l'émission en utilisant la chambre de flux dynamique	131
6.4	Annexe D : Détermination de l'erreur de mesure avec le FID (TVA 1000)	141

6.5	Annexe E : Données météorologiques fournies par la station météo du CESM	143
6.6	Annexe F : Variogramme et cartographie des émissions surfaciques de CH₄ obtenue avec Surfer 7	147
6.7	Annexe G : Méthode de détermination du débit de biogaz en tête des puits de captage et protocole de mesure des vitesses du biogaz en tête de puits avec un anémomètre à hélices MiniAir20 (Schiltknecht numéro de série 55095)	152
6.8	Annexe H: Données des valeurs de débits aux puits.....	167
6.9	Annexe I : Données pour la calibration du modèle de génération avec le logiciel E-plus	168

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Composition chimique des différents constituants des déchets en pourcentage massique sur une base humide (adapté de Nastev, 1998)	10
Tableau 2.2. Composition typique du lixiviat des LES (adapté de Haxo Henry, 1975)	11
Tableau 2.3. Composition typique du biogaz produit dans un LES (adapté de Ham et Barlaz, 1989).....	15
Tableau 2.4. Résumé des méthodes d'estimation théoriques de la quantité de CH ₄ produite (adapté de Emcon, 1982).....	23
Tableau 2.5. Erreur d'estimation de la quantité de gaz généré par les modèles à paramètres globaux par rapport à la quantité observée (adapté de Coops <i>et al.</i> , 1995).....	32
Tableau 2.6. Quelques valeurs de k et Lo de la littérature pour des déchets composites....	34
Tableau 2.7. Emissions de méthane sur des zones couvertes et non couvertes (adapté de Boeckx <i>et al.</i> , 1996).....	41
Tableau 2.8. Facteurs affectant les émissions de gaz (adapté de Gowing, 2001).....	43
Tableau 2.9. Valeurs d'émission de CH ₄ tirées de la littérature (adapté de Bogner <i>et al.</i> , 1997 ; Gowing, 2001).....	46
Tableau 2.10. Valeurs des taux d'oxydation retrouvées dans la littérature	57
Tableau 2.11. Taux d'efficacité et rayon d'influence des puits de captage tiré de la littérature	60
Table 3.1. Experimental area characteristics	78
Table 3.2. Statistical analysis of the correlations presented at figures 3.5 and 3.6	87
Table 3.3. Methane flows for studied zones	88
Table 3.4. CH ₄ flow at sector C for various weather conditions	89
Table 3.5. Determination of collection well efficiency	90

Tableau C.1. Exemples de valeurs mesurées pour la détermination du flux de CH_4	131
Tableau C.2. Valeurs des flux mesurés sur le site	132
Tableau C.3. Valeur des flux mesurés pour la détermination du taux d'oxydation	135
Tableau D.1. Estimation de l'erreur relative de mesure de la concentration du CH_4 avec le détecteur à ionisation de flamme TVA 1000	141
Tableau E.1. Pression atmosphérique	143
Tableau E.3. Humidité relative	145
Tableau E.4. Température ambiante	146
Tableau G.1. Valeurs des erreurs dues à la position du bouchon	158
Tableau G.2. Valeurs des débits déterminées avec la plaque à orifice	164
Tableau G.3. Vitesses observées à l'anémomètre	165
Tableau H.1. Valeur de mesures de débits aux puits	167
Tableau I.1 : Quantité de déchets enfouis annuellement au CESM	168
Tableau I.2. Volume de gaz capté par année au CESM	169
Tableau I.3. Paramètres spécifiés au logiciel E-Plus	169

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1. Schéma des différentes étapes et des opérations de fonctionnement d'un LES (adapté de Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993).....	9
Figure 2.2. Émissions de méthane provenant de diverses sources (EPA, 1999a)	12
Figure 2.3. Étapes successives de la décomposition anaérobie dans un site d'enfouissement (Vigneault, 1999).....	18
Figure 2.4. Variation de la composition des gaz dans un site d'enfouissement en fonction du temps (adapté de Emcon, 1982).....	20
Figure 2.5. Facteurs affectant la production du biogaz (adapté de Gowing, 2001).....	22
Figure 2.6. Modèles de production du méthane avec paramètres cinétiques globaux.....	29
Figure 2.7. Mouvement des gaz principaux produits dans un LES; 1) vers l'atmosphère, 2) migration latérale, 3) dissolution et migration dans la zone saturée (adapté de Nastev, 1998).....	36
Figure 2.8. Mesure du flux surfacique de CH ₄ avec une chambre de flux dynamique ...	50
Figure 2.9. Voies métaboliques de l'oxydation du CH ₄	54
Figure 2.10. Puits de captage.....	60
Figure 3.1. Schematic of flux chamber experiment.....	79
Figure 3.2. Methane flux measurement at various depths: (a) z = 0 cm ; (b) z = 20 cm ; (c) z = 35 cm	83
Figure 3.3. Correlation between [CH ₄] in the funnel and methane flux.....	85
Figure 3.4. Correlation between [CH ₄] on the ground surface and methane flux	85
Figure 3.5. Correlation between [CH ₄] in the funnel and methane flux.....	86
Figure 3.6. Correlation between [CH ₄] on the ground surface and methane flux	86
Figure 3.7. Methane flux chart for area A (µg/m ² /s)	89
Figure 3.8. Determination of methane generation rate (k) by regression	92
Figure 3.9. Cumulative methane production simulated with E-plus software.....	92
Figure 3.10. Cumulative methane production simulated with Excel software.....	93

Figure A.1. Comparaison entre les concentrations de CH ₄ mesurées à l'intérieure et à la sortie de la chambre de flux.....	124
Figure A.2. Réplicabilité des mesures de flux surfaciques avec la chambre de flux dynamique.....	126
Figure B.1. Évolution de la concentration en CH ₄ dans l'entonnoir en fonction du temps (flux faible)	129
Figure B.2. Évolution de la concentration en CH ₄ dans l'entonnoir en fonction du temps (flux moyen à fort).....	130
Figure C.1. Corrélation entre les concentrations en méthane mesurées avec le FID et par méthode FTIR.....	139
Figure C.2. Variation de la masse volumique du méthane pour la plage de températures observées dans la chambre de flux à la pression atmosphérique.....	140
Figure G.1. Montage expérimental pour la calibration et l'élaboration d'une relation pour la détermination des débits aux puits.....	153
Figure G.2. Vitesse mesurée avec l'anémomètre versus le débit mesuré avec une plaque à orifice	154
Figure G.3. Détermination graphique de la position optimale "d" pour le bouchon ...	154
Figure G.4. Position du bouchon sur la tige par rapport à l'hélice	155
Figure G.5. Erreur commise sur $V_{\max}$ si $d \neq 6$ cm	155
Figure G.6. Courbe reliant la vitesse moyenne à la vitesse maximale	156
Figure G.7 Comparaison entre le débit modélisé et le débit mesuré avec une plaque à orifice.....	159
Figure G.8. Erreur due au modèle.....	160
Figure G.9. Position correcte de l'anémomètre dans le puits	162
Figure G.10. Vue de dessus du puits de collection.....	163

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BVS	Solide volatil biodégradable
CESM	Complexe Environnemental de Saint-Michel
CH_3COOH	Acide acétique
CH_3OH	Méthanol
CH_3NH_2	Méthylamine
CH_4	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
COD	Demande chimique en oxygène
CO_2	Dioxyde de carbone
EPA	Agence de la protection de l'environnement américaine
FAD	Formaldéhyde déshydrogénase
FDH	Formate déshydrogénase
FID	Détecteur à ionisation de flamme
FTIR	Spectroscopie infra rouge à transformé de Fourier
ha	hectare
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCOOH	Acide formique
H_2	Hydrogène gazeux
H_2O	Eau
H_2CO_3	Acide carbonique
H_2S	Sulfure d'hydrogène
ISM	Surveillance d'émission surfacique instantanée
ISS	Échantillonnage intégrée
k	Constante de génération du CH_4 [année ⁻¹]
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LFG	Biogaz

Lo	Potentiel de génération de CH ₄ [m ³ /tonne de déchets]
MJ	Mégajoule
MW	Mégawatt
MDH	Méthanol déshydrogénase
MMO	Méthane mono oxygénase
MNOCs	Composés organiques non méthane
MSW	Déchets solides municipaux
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
N ₂	Azote gazeux
O ₂	Oxygène gazeux
PCE	Tétrachloroéthylène
PEHD	Polyéthylène haute densité
PPMV	Parties par million volumique
PVC	Polychlorure de vinyle
TCE	Trichloroéthylène
TOCs	Composés organiques totaux
SWANA	Association des déchets solides d'Amérique du Nord
τ	Temps de séjour (minute)
ι	Tortuosité (sans unité)

CHAPITRE 1: INTRODUCTION

1.1 Définition de la problématique

La gestion des déchets générés par les sociétés industrialisées est devenue un problème croissant depuis les dernières années. Cette problématique a été à l'origine de l'avènement des lieux d'enfouissement sanitaire (LES), descendants des dépotoirs. Avec les volumes de déchets industriels, agricoles et domestiques en croissance continue, la superficie et le nombre des LES n'ont cessé d'augmenter entraînant par là même l'augmentation des problèmes environnementaux liés à l'exploitation de ceux-ci.

La dégradation anaérobie de la matière organique contenue dans les déchets conduit à la production d'un gaz dont les constituants majoritaires sont le méthane (CH_4) et le

dioxyde de carbone (CO_2). La génération de gaz est responsable de l'augmentation de la pression dans la masse de déchets forçant ainsi sa migration hors des limites du site. Ce phénomène est à l'origine des risques environnementaux liés aux LES (Martin *et al.*, 1997). Les impacts environnementaux potentiels des LES sont de plusieurs natures. La pollution des eaux souterraines par le lixiviat, les émissions de gaz à effet de serre (CO_2 et CH_4) et les émissions de composés organiques volatils toxiques ou malodorants, sont reconnues comme les principales sources de nuisances (Reinhart *et al.*, 1992). Toutefois le biogaz ne représente pas uniquement une source de nuisance. Lorsqu'il est capté, il peut être valorisé pour la production d'énergie du fait du pouvoir calorifique du méthane qui le compose (Martin *et al.*, 1997). Compte tenu des bénéfices qu'il peut générer et de ses impacts négatifs potentiels sur l'environnement, l'exploitation d'un LES nécessite des outils prédictifs afin d'estimer la production de biogaz au cours du temps et d'opérer les réseaux de captage de façon optimale. L'optimisation du captage vise essentiellement à minimiser les émissions atmosphériques et la migration latérale qui correspond au déplacement dans le sol du gaz généré hors des limites du LES. Il vise aussi à capter un biogaz de bonne qualité énergétique en minimisant l'entrée d'air dans la masse de déchets. En effet, l'oxygène contenu dans l'air est potentiellement néfaste pour les micro-organismes anaérobies stricts responsables de la méthanogénèse, étape anaérobie où la majeure partie du CH_4 est produite (Broses *et al.*, 1998 ; El-Fadel *et al.*, 2000 ; Vigneault, 1999).

Certains outils propres à la gestion des LES existent déjà. Ces outils portent autant sur la génération du biogaz, son émission et sur le captage de ce dernier. L'agence américaine de la protection de l'environnement (EPA) a beaucoup contribué au développement de tels outils. Par exemple, elle a mis au point de nombreux logiciels (E-plus, LandGEM) pour prédire les quantités de CH_4 , de CO_2 et de composés non méthaniques (NMOC) générées par un LES et émises dans l'atmosphère. Plusieurs modèles plus ou moins sophistiqués et complexes existent pour modéliser la production du biogaz. Toutefois, les modèles complexes utilisent des paramètres cinétiques difficiles à caractériser car ils demandent l'analyse de la composition et des propriétés des déchets enfouis. Ces

modèles se prêtent, donc, mal aux exigences et aux contraintes des exploitants de LES. Pour les modèles plus simples, la calibration des paramètres cinétiques représente l'étape «sensible» même si des stratégies de calibration existent.

En ce qui concerne les puits de captage, des travaux ont été réalisés afin que le réseau de captage soit plus efficace. Tchobanoglous *et al.* (1993) décrivent la conception du réseau de captage selon des règles empiriques. Vigneault (1999) a pour sa part établi, à partir du logiciel TOUGHLGM de Nastev (1998), un abaque pour l'opération des puits de captage et la détermination du rayon d'influence de ces derniers. Beaucoup d'auteurs ont proposés des valeurs de taux de récupération du biogaz. Ces valeurs, rarement calculées, sont souvent le résultat d'estimation et/ou d'hypothèses (El-Fadel *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 1995 ; Martin *et al.*, 1997 ; Nastev *et al.*, 1998 ; Oonk, 1995 ; Van Zanten et Scheepers, 1995). Plusieurs auteurs, dont Coops *et al.* (1995) et Huitric et Soni (1997), proposent de quantifier l'efficacité de récupération des puits par des tests similaires à ceux proposés par la Méthode 2E développée par l'agence de la protection de l'environnement américaine (EPA) (EPA, 1997). Ces tests, basés sur des équations empiriques, se réalisent sur de courtes périodes de temps (Vigneault, 1999) et nécessitent des travaux importants.

Le CH₄ peut être utilisé comme traceur pour suivre le biogaz, comme par exemple pour modéliser la production et la dispersion des odeurs sur un site d'enfouissement (Tagaris *et al.*, 2003). Il peut être utilisé pour modéliser la production du biogaz à partir d'un modèle de production du CH₄. Bogner *et al.* (1995) ont établi un bilan de matière sur ce composé décrit par l'équation 1.1.

$$\begin{aligned} CH_4 \text{ généré} = & CH_4 \text{ émis} + CH_4 \text{ oxydé} + CH_4 \text{ collecté} \\ & + CH_4 \text{ migration latérale} + CH_4 \text{ accumulé} \end{aligned} \quad (1.1)$$

L'estimation du CH_4 généré peut être déterminée à partir de mesures des quantités de CH_4 émises, oxydées, collectées, accumulées et sujettes à la migration latérale. La quantification de ces grandeurs n'est pas évidente, d'autant plus que celles-ci sont fonction de plusieurs paramètres qui interagissent entre eux (Boeckx *et al.*, 1996 ; Boltze *et al.*, 1997 ; Czepiel *et al.*, 1996 ; Hartless, 1995 ; Park *et al.*, 2001). Plusieurs méthodes existent pour mesurer les émissions surfaciques de CH_4 (Edward et Pattey, 1997 ; Savanne *et al.*, 1997). L'EPA suggère, entre autres, l'utilisation de la chambre de flux. Toutefois, ce mode de mesure ne permet qu'une estimation locale du flux alors que les surfaces à caractériser sont considérables. L'estimation du taux d'oxydation du CH_4 dans la couche aérobie de sol qui couvre les déchets est un phénomène de plus en plus étudié, car il représente un moyen alternatif pour réduire les émissions surfaciques de CH_4 (Aitchison, 1993). Ce phénomène biologique a été principalement étudié par des expériences en laboratoires. Boeckx *et al.* (1996) proposent d'utiliser la chambre de flux pour l'estimation du potentiel d'oxydation du recouvrement en réalisant des mesures en surface et directement sur les déchets enfouis. Cette méthode demeure techniquement plus ou moins difficile à mettre en œuvre compte tenu de l'épaisseur du recouvrement sur certaines zones.

La mesure des quantités de biogaz collectées aux puits se réalise facilement par des mesures directes en tête de puits (Hartless, 1995 ; Tanaka *et al.*, 1997). Cette mesure, associée aux mesures de la composition du gaz, de la pression et de la température aux puits, permet d'estimer facilement le débit du CH_4 captés par puits.

Le bilan de matière sur le CH_4 sur des zones cibles est un moyen pour déterminer un coefficient moyen d'efficacité du système de captage du biogaz. Plusieurs auteurs suggèrent de calibrer les modèles de génération à partir des données de collecte aux puits (Huitric et Soni, 1997; Oonk, 1995). Huitric et Soni (1997) précisent que les données de collectes doivent toutefois provenir d'au moins 75% du système de captage. Cette approche permettrait de calibrer les paramètres d'un modèle de génération, en

supposant que pour les secteurs étudiés de faibles surfaces, la migration latérale et l'accumulation du CH_4 sont négligeables.

1.2 Objectifs de la recherche

Ce projet de maîtrise consiste à valider et à calibrer un modèle de génération du méthane pour le LES de la Ville de Montréal.

De cet objectif principal découle plusieurs objectifs qui sont les suivants :

- 1- Mise au point d'une méthode de mesure des émissions surfaciques de méthane ;
- 2- Détermination du taux d'oxydation du méthane dans la couche de sol couvrant les déchets ;
- 3- Mise au point d'un protocole de mesure des débits de méthane aux puits afin de minimiser les erreurs d'estimation de ces mesures ;
- 4- Détermination de l'efficacité de collecte des puits.

1.3 Organisation du mémoire

Ce mémoire est composé de quatre parties. Il débute au premier chapitre par une introduction qui résume la problématique suivie de la définition des objectifs. Le deuxième chapitre présente la revue de littérature scientifique relative aux lieux d'enfouissement sanitaire. Le troisième chapitre est un article soumis à *The Journal of the Air & Waste Management Association*. Cette article englobe les divers aspects de la recherche et présente la méthodologie, les résultats et les discussions sur les différents thèmes abordés ; à savoir une revue de littérature sur les lieux d'enfouissement sanitaire, la mise au point d'une méthode de mesure des émissions surfaciques sur un site d'enfouissement sanitaire, la mesure de l'oxydation du méthane dans la couche de sol qui recouvre les déchets, la détermination de l'efficacité du captage par un bilan de matière sur le méthane et la calibration d'un modèle de génération du méthane. Finalement, le quatrième chapitre est la conclusion suivie de recommandations pour les travaux futurs.

CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE

Les sociétés modernes génèrent chaque année de grandes quantités de déchets ménagers, industriels ou agricoles. Ainsi par exemple, un habitant du Québec produit chaque année, à lui seul, plus d'une tonne de déchets. Malgré l'effort des collectivités pour la systématisation de la réduction de la masse de déchets à disposer (réduction à la source, réutilisation, recyclage, valorisation), la quantité de déchets dirigée vers les sites d'enfouissement demeure encore importante. Il en est pour preuve que, au Québec, 90% des matières résiduelles sont vouées à l'enfouissement sanitaire (MEF, 1998). Les nombreux sites d'enfouissement sanitaire municipaux ainsi que les politiques

d'agrandissement des quelques sites d'enfouissement privés témoignent de la part importante accordée à ce mode de gestion des matières résiduelles au Québec.

2.1 Description d'un site d'enfouissement sanitaire

Les sites d'enfouissement sanitaire ou lieux d'enfouissement sanitaire ont connus depuis les années 1970 et 1980 une constante évolution. Par le passé, l'enfouissement ne consistait qu'au recouvrement de déchets sans soucis des impacts environnementaux résultants d'une telle pratique. Actuellement, l'enfouissement sanitaire est une activité structurée, qui intègre dans son mode de gestion les aspects aussi importants que sont la planification, le design, les opérations, la fermeture et la post fermeture du site. Les sections suivantes se consacrent à la présentation générale des LES.

2.1.1 Les opérations

Un site d'enfouissement est un espace physique où sont enfouis des déchets de natures diverses. Le LES intègre dans son fonctionnement des systèmes de contrôle et de surveillance de la pollution. Ces systèmes opèrent même bien après la fermeture du site, afin de minimiser ses impacts sur l'environnement et sur la santé humaine.

L'enfouissement sanitaire est aujourd'hui un moyen de gestion contrôlé de certains déchets résiduels solides¹. Il comprend trois principales étapes :

- La préparation du terrain ;
- L'enfouissement et le recouvrement journalier des déchets compactés ;
- La fermeture du site.

Les différentes étapes et opérations propres à un LES sont présentées schématiquement à la figure 2.1.

¹ Déchet d'origine domestique, industrielle, commerciale ou agricole, solide à 20 °C (Nastev, 1998).

Le Ministère de l'environnement du Québec a publié en 1981, les modalités et les règlements pour les étapes énumérées ci-dessus dans la « loi sur la qualité de l'environnement (C.Q-2, R.14); Règlements sur les déchets solides».

2.1.2 Nature et composition des déchets municipaux

Les déchets municipaux sont un mélange hétérogène de matières résiduelles aussi variées que les déchets domestiques (35 % de la masse totale des déchets résiduelles), les déchets commerciaux, industriels et institutionnels. De façon générale, les déchets domestiques sont composés de déchets de table (8 à 12% du poids sur une base humide), de jardin ($\pm$ 18%), de produits du papier (35 à 40%), de plastique, de caoutchouc et textiles (5 à 10%), de bois (2 à 6%), de métal (8 à 10%), de verre et céramique (8 à 10%), cendre, débris de construction et autres (2 à 6%) (Emcon, 1982). De plus, ils se classent en deux grandes catégories qui sont respectivement les déchets organiques utilisés par les microorganismes comme source de nutriments et les déchets inorganiques. La composition chimique moyenne de ces deux catégories est présentée au tableau 2.1.

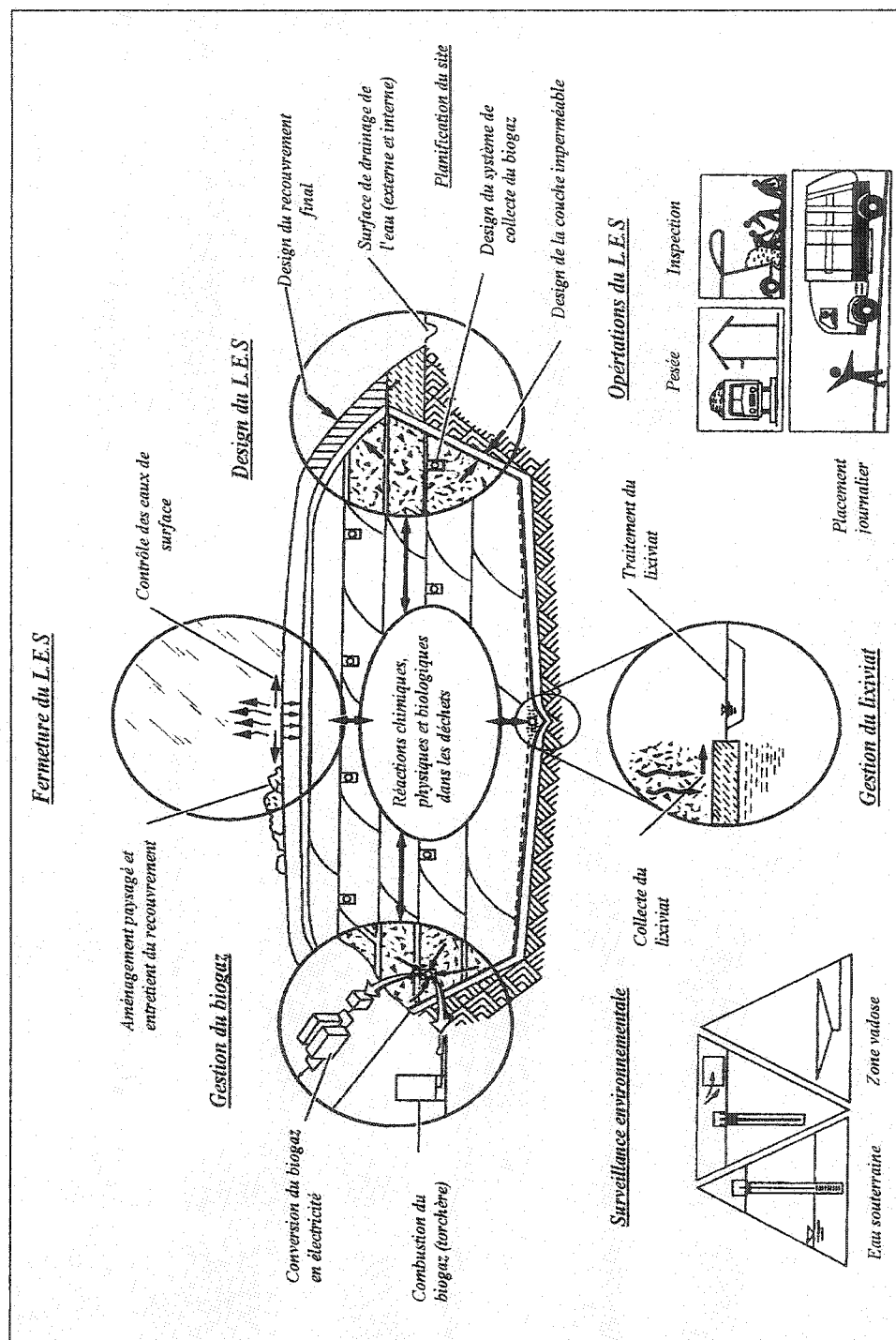


Figure 2.1. Schéma des différentes étapes et des opérations de fonctionnement d'un LES (adapté de Tchobanoglous *et al.*, 1993)

Tableau 2.1. Composition chimique des différents constituants des déchets en pourcentage massique sur une base humide (adapté de Nastev, 1998)

Type de déchets	Composantes	Carbone	Hydrogène	Oxygène	Azote	Sulfure	Cendres
Organique	Nourritures	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
	Produits du jardin	48,0	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5
	Produits du papier	44,0	6,0	44,3	0,3	0,2	5,5
	Plastique	60,0	7,2	22,8	-	-	10,0
	Textiles	55,0	6,6	31,2	4,6	0,1	2,5
	Caoutchouc	78,0	10,0	-	2,0	2,0	10,0
	Cuire	60,0	8,0	11,6	10,0	0,4	10,0
	Bois	50,0	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5
Inorganique	Verre	0,5	0,1	0,4	<0,1	-	98,9
	Métal	4,5	0,6	4,3	<0,1	-	90,5
	Cendre, roche	26,0	3,0	2,0	0,5	0,2	68,0

2.1.3 Problématiques liées aux sites d'enfouissement

L'exploitation d'un site d'enfouissement soulève des problématiques environnementales. En effet, au cours de son exploitation, le site est responsable de nuisances dues au bruit, aux odeurs du biogaz, à la présence de rongeurs et d'oiseaux sur le front d'enfouissement, ainsi qu'une dégradation esthétique du secteur exploité. La pollution due aux eaux de lixiviation et celle due au biogaz sont les plus dommageables pour l'environnement. Ces deux sources de pollution, qui font l'objet de nombreux contrôles, sont présentées dans cette section.

2.1.3.1 Le lixiviat

Le lixiviat est le résultat de l'entrée d'eau dans la masse de déchets. L'eau, provenant de l'humidité des déchets lors de l'enfouissement, des précipitations et/ou de la nappe

souterraine, percole dans les déchets et entraîne par lessivage les matières solubles qui résultent des réactions biologiques et chimiques qui se déroulent dans les déchets. La composition du lixiviat dépend de nombreux facteurs comme la composition et l'âge des déchets, la température, la quantité d'oxygène disponible, etc. Lu *et al.* (1985) décrivent les facteurs et les mécanismes de génération du lixiviat. Ce dernier contient des matières organiques et inorganiques qui peuvent polluer les eaux souterraines et les eaux de surface (Drouin, 1995). Le tableau 2.2 présente la composition typique des eaux de lixiviation provenant des LES. L'utilisation de barrières imperméables placées dans le fond du site et de puits de pompage permet de contrôler ce type de pollution (Lu *et al.*, 1985).

Tableau 2.2. Composition typique du lixiviat des LES (adapté de Haxo Henry, 1975)

Constituants	Concentrations ²
Fer	200 – 1700
Zinc	1 – 135
Phosphate	5 – 130
Sulfate	25 – 500
Chlorure	100 – 2400
Sodium	100 – 3800
Azote	20 – 500
Dureté (en équivalent CaCO ₃)	200 – 5250
COD	100 – 51 000
Nickel	0.01 – 0.80
Cuivre	0,10 – 9,00
pH	4,00 – 8,50

² Toutes les valeurs sauf celle du pH sont exprimées en g/m³

2.1.3.2 Le biogaz

Les émissions incontrôlées de biogaz, composé essentiellement de CH_4 et de CO_2 , sont reconnues comme étant un des problèmes les plus importants liés aux LES. L'EPA montre la part importante des LES comme source d'émission de CH_4 . La figure 2.2 illustre cet aspect.

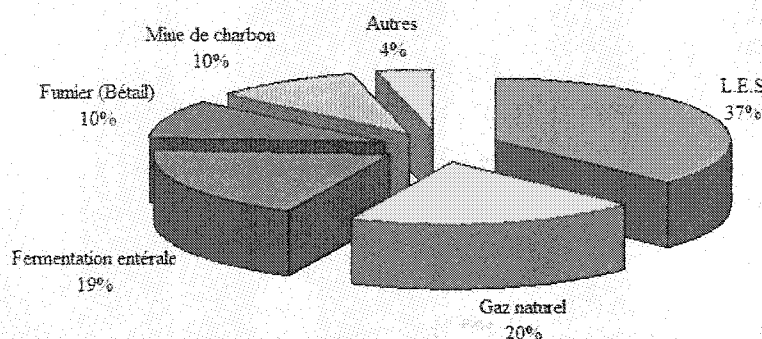


Figure 2.2. Émissions de méthane provenant de diverses sources (EPA, 1999a)

Les impacts sur l'environnement du biogaz sont multiples. Les composés organiques volatils (COV) contenus à l'état de trace dans le biogaz, comme le chlorure de vinyle, le benzène et le trichloroéthylène sont reconnus être nocifs pour la santé humaine car ils sont toxiques et deviennent cancérogènes à partir de certaine concentration. En 1995, une étude basée sur les concentrations de plus de 140 COV contenus dans le biogaz de six LES de l'Ontario, a permis d'estimer, pour cette année, à 5 140 tonnes la quantité de COV émise dans l'atmosphère. La concentration des COV à l'étude variait entre 12 et 1 600 mg/m^3 (Mortazavi et Williams, 1995).

Le CH_4 produit dans les LES peut être responsable de la destruction de la végétation. En effet, il peut, en migrant vers les sols adjacents, remplacer l'oxygène au niveau des racines des plantes et ainsi entraîner leur asphyxie (Flower, 1976). Maurice *et al.* (1995) proposent d'utiliser ce phénomène observable comme un moyen pour repérer les secteurs à fort taux d'émission surfacique sur les LES ou à proximité de ceux-ci. En

outre, lorsque le biogaz migre dans les sols, il peut atteindre les bâtiments et pénétrer dans des ouvertures (fissures, imperfections des joints de construction, tuyaux de plomberies mal scellés) (Fugler, 1997 ; Goulet, 1998). Lorsque la concentration du CH_4 est comprise entre ses limites inférieure et supérieure d'inflammabilité (respectivement 5 et 15% dans l'air), il devient alors potentiellement explosif et peut porter atteinte à l'intégrité des résidents vivants à proximité du site.

Le CH_4 contribue de façon significative au réchauffement de la planète (Milich, 1999 ; Subak, 1999). À ce titre, le gouvernement du Canada en signant les accords de Kyoto vise, entre autres, à diminuer la quantité de CH_4 émise dans l'atmosphère. En effet, le CH_4 qui absorbe le rayonnement infrarouge 23 fois plus que le CO_2 (Nastev, 1998), contribue très significativement à l'effet de serre (Cicerone et Oremland, 1988).

2.2 Production de biogaz dans un site d'enfouissement

Le biogaz est issu de la fermentation anaérobie de la matière organique contenue dans les déchets. Les proportions relatives de ces gaz dépendent de la nature du substrat fermenté et des conditions de la fermentation. Le biogaz peut être produit spontanément, dans des conditions naturelles (marais, décharges d'ordures ménagères) ou bien dans des installations spécifiques appelées digesteurs.

2.2.1 Définition et propriétés du biogaz

Les constituants principaux du biogaz produit dans un LES sont les suivants : méthane, dioxyde de carbone, oxygène, azote, ainsi que des composés traces tels que COV, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), composés halogénés et soufrés qui peuvent avoir des effets toxiques et corrosifs, en particulier sur les installations d'extraction et de valorisation.

Les constituants majoritaires du biogaz sont le CH_4 et le CO_2 , comme le montre le tableau 2.3 qui présente la composition typique du biogaz capté. Ces gaz ont les propriétés suivantes :

- Le méthane (CH_4) est un gaz incolore et inodore qui a une densité de 0,6 à 0,7 kg/m^3 pour les plages de températures observées dans les sites d'enfouissement (Nastev, 1998). Sa masse volumique inférieure à celle de l'air lui permet de migrer facilement des déchets enfouis vers l'atmosphère où sa concentration moyenne est de 1,1 mg/m^3 (Börjesson et Svensson, 1997a).
- Le dioxyde de carbone (CO_2) est un gaz incolore incombustible. Il a une densité voisine de 1,8 kg/m^3 pour les plages de températures observées dans les LES (Nastev, 1998). À cause de masse volumique supérieure à celle de l'air, le CO_2 migre plus facilement vers la partie inférieure du site où il s'accumule et peut diffuser dans la nappe souterraine à travers la couche imperméable placée au fond du site. Au contact du lixiviat ou de l'eau souterraine, il se solubilise et peut réagir pour former de l'acide carbonique (H_2CO_3).

Le biogaz est une source de pollution et de nuisances (effet de serre, explosion, détérioration de la végétation, odeurs). Les puits de captage permettent de récupérer les gaz générés minimisant ainsi la problématique liée au biogaz sans toutefois l'éliminer.

Le biogaz capté peut être utilisé pour produire de l'électricité. Le CH_4 possède une forte valeur énergétique. En effet, pour une concentration volumique de 50% de CH_4 , la valeur énergétique du biogaz est de 15,1 MJ/m^3 (Nastev, 1998). Le Complexe Environnemental de Saint-Michel (CESM) situé à Montréal au Québec est un exemple de valorisation du biogaz où 23 mégawatts d'électricité sont produits (Auger, 1997). Aux États-Unis, Thorneloe (1994) dénombre plus de cent projets de valorisation du biogaz. Pour les petits sites, de plus ou moins 0,5 hectare (Boeckx *et al.*, 1996), où les projets de valorisation ne sont pas économiquement rentables, le biogaz récupéré est brûlé au niveau de torchères ou simplement ventilé à l'atmosphère.

Tableau 2.3. Composition typique du biogaz produit dans un LES (adapté de Ham et Barlaz, 1989)

Composants	Formule chimique	% volumique dans le biogaz
Méthane	CH ₄	47,4
Dioxyde de carbone	CO ₂	47,0
Azote atmosphérique	N ₂	3,7
Oxygène atmosphérique	O ₂	0,8
Vapeur d'eau à 25 °C	-	3,0
Paraffine	-	0,1
Hydrocarbure aromatique cyclique	-	0,2
Hydrogène	H ₂	0,1
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S	0,01
Monoxyde de carbone	CO	0,1
Composés traces	-	0,05

2.2.2 Étapes de production du biogaz

Le biogaz provient de la décomposition des déchets solides enfouis. Il est produit par l'action de microorganismes qui utilisent les déchets biodégradables comme source d'énergie pour leur métabolisme. Le biogaz résulte de plusieurs étapes successives qui s'accompagnent, entre autres, des modifications des conditions de température et de pression au sein de la masse de déchets. Chaque étape du processus mène à la formation de composés intermédiaires, servants à leur tour de substrats lors de la phase suivante. Young (1995), El-Fadel *et al.* (1997), Nastev (1998), Haarstrick *et al.* (2001) présentent de façon détaillée les phénomènes biologiques, chimiques et physiques qui se déroulent au sein de la masse de déchets d'un site d'enfouissement au cours de la génération du gaz.

Dès que les déchets sont enfouis et compactés, ils commencent à se dégrader. La dégradation de la matière organique est due à des processus biologiques et peut se subdiviser selon les étapes suivantes :

- **Phase aérobie**

Au cours de cette phase, l'oxygène présent au sein des déchets est consommé lors de la décomposition aérobie de la matière organique. Cette étape est courte (quelque jour à une semaine).

- **Phases anaérobies**

- *Hydrolyse*

Lors de cette étape les grosses molécules sont transformées en plus petites molécules, en molécules solubles (acide gras à courte chaîne), en sucres simples et aminoacides.

- *Acidogénèse*

Sous les conditions anaérobies les composés hydrolysés sont transformés par les microorganismes en acides gras. De cette étape résulte la baisse du pH. Le gaz généré au cours de l'acidogénèse est constitué essentiellement de CO_2 et d'une petite quantité d'hydrogène gazeux (H_2).

- *Acétogénèse*

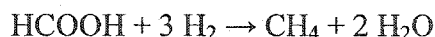
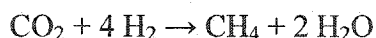
À cette étape, les bactéries non méthanogènes transforment l'alcool et les acides organiques (acides gras) produits lors des étapes antérieures en acide acétique, en CO_2 et H_2 . Au cours de l'acétogénèse, les conditions du milieu deviennent peu propices à la méthanogénèse. En effet, cette étape s'accompagne d'une augmentation de la quantité de H_2 et de l'accumulation d'acide acétique responsable d'une baisse du pH. Toutefois, les bactéries sulfato-réductrices, anaérobies strictes, transforment l'acide acétique et consomment le H_2 au cours

d'une étape connue sous le nom de réduction des sulfates. Cette dernière ne génère pas de méthane, mais rend possible l'étape de méthanogénèse.

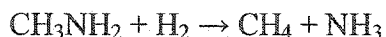
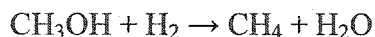
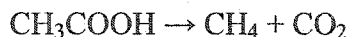
○ *Méthanogénèse*

Les acides gras formés au cours de la phase d'acidogénèse sont transformés en CH_4 et CO_2 par les bactéries méthanogènes. Cette étape débute en moyenne au bout de quelques mois, mais dans certains cas peut commencer après plusieurs années. Le succès de cette étape dépend essentiellement de l'absence de O_2 , car les bactéries méthanogènes (*Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanomicrobium*, *Methanosarcina*) sont des anaérobies strictes (Prescott *et al.*, 1993). La méthanogénèse est mise en œuvre par des bactéries appelées Archaeobactéries. Dans la communauté des bactéries méthanogènes, on peut distinguer :

- les hydrogénophiles, qui sont spécialisées dans la réduction du CO_2 par l' H_2 , et productrices de méthane à partir d'acide formique :



- les acétoclastes qui produisent le méthane à partir d'acide acétique, de méthanol et de méthylamines :



Ces réactions sont lentes et peu exothermiques. Elles génèrent toutefois près de 70% du méthane produit. Les méthanogènes sont des microorganismes anaérobies stricts, extrêmement sensibles à l'action de l'oxygène et qui se développent dans des milieux réducteurs. Elles vivent en association avec d'autres bactéries anaérobies qui leur fournissent de façon continue les éléments H_2 , CO_2 et acide acétique.

La formation de méthane s'accompagne d'une consommation de H_2 , ce qui permet d'éviter l'inhibition de la réaction d'acétogénèse par une concentration trop importante d' H_2 (Poulleau, 2002).

La production du méthane ne se réalise que dans la phase anaérobie. Les étapes successives de la décomposition anaérobie sont présentées à la figure 2.3.

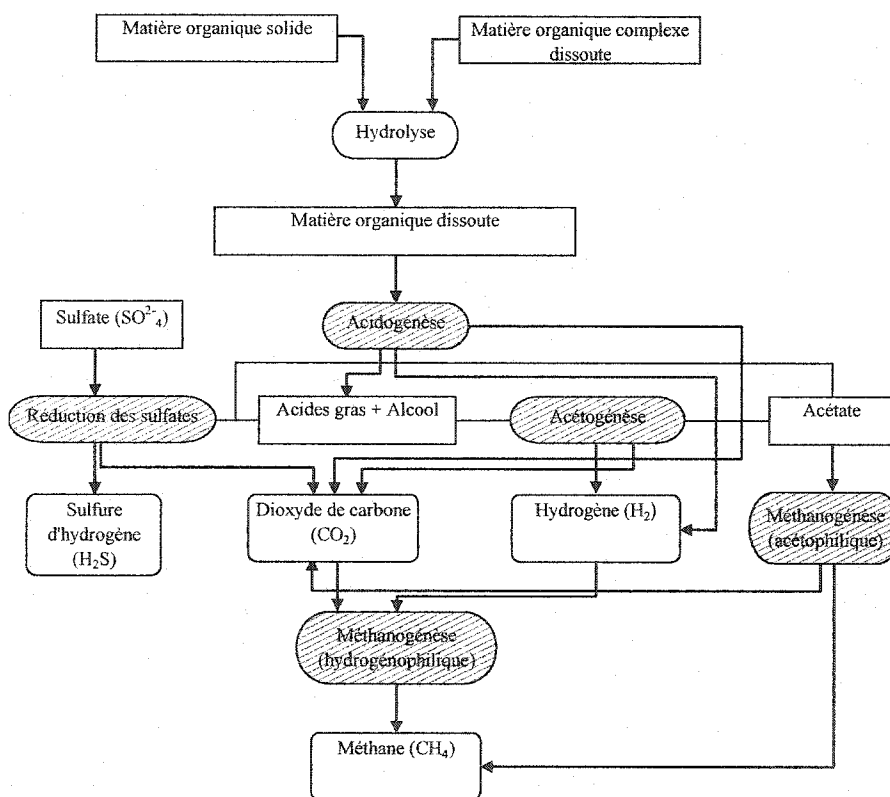


Figure 2.3. Étapes successives de la décomposition anaérobie dans un site d'enfouissement (Vigneault, 1999)

Emcon (1982) présente l'évolution de la composition du biogaz au cours du temps en quatre phases qui décrivent la dynamique de production du biogaz. Nastev (1998) inclue

aux quatre phases décrites par Emcon, (1982) une cinquième phase qui correspond à la fin de vie du site où les taux de production CH_4 et de CO_2 chutent et où l'azote puis l'oxygène redeviennent majoritaires. Le site revient alors à des conditions aérobies alors que les matières organiques sont complètement utilisées et minéralisées. Cette étape de vie du site s'accompagne d'un affaissement des zones d'enfouissements dû à la minéralisation des déchets (Gasparini *et al.*, 1995).

De nombreux facteurs affectent la vitesse, la durée et la composition volumique du biogaz au cours des quatre phases présentées à la figure 2.4. Celles-ci ont les caractéristiques suivantes :

- Phase I: Cette étape correspond à une digestion aérobie (phase aérobie). Après l'enfouissement et la compaction mécanique des déchets, la grande quantité d'air présente dans les déchets créent des conditions favorables pour la phase aérobie. Cette étape est relativement courte et ne dure que quelques jours à une semaine. On assiste à une légère production de CO_2 et de chaleur. Au cours de la phase I, la concentration de N_2 ne diminue que très peu. Elle ne diminue que plus significativement à partir de la phase II, lorsque l'augmentation de la production de gaz contribue à faire augmenter la pression dans la masse de déchets entraînant la migration du N_2 hors celle-ci.
- Phase II: Avec cette étape, commence la phase anaérobie précédée par une période d'anoxie. Cette phase dure de 1 à 6 mois. Au cours de celle-ci, la concentration en CO_2 continue d'augmenter, tout comme celle de H_2 (acidogénèse et acétogénèse).
- Phase III: Cette étape correspond à la phase anaérobie méthanogène instable. Elle marque le début de la production de CH_4 .
- Phase IV: Cette étape correspond à la phase anaérobie méthanogène stable, où les quantités de CH_4 et de CO_2 produites restent constantes. Cette phase est la

plus longue de toutes les phases citées précédemment. Elle peut durer de 8 à 40 ans. Au cours de celle-ci, le gaz formé peut avoir une composition de CH_4 variant de 50 à 70% et une composition de CO_2 variant de 30 à 50% en volume.

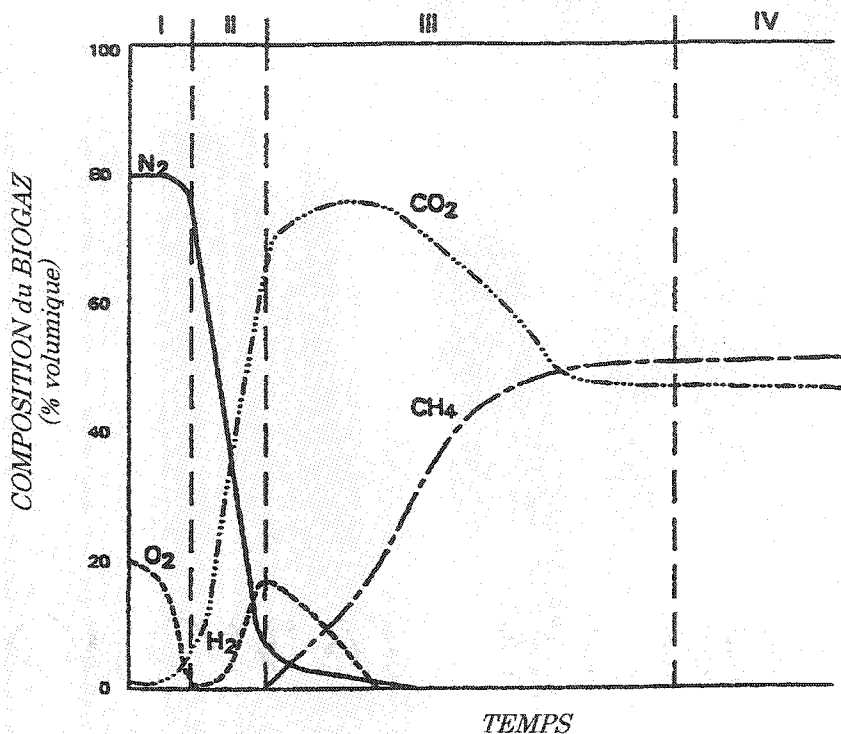


Figure 2.4. Variation de la composition des gaz dans un site d'enfouissement en fonction du temps (adapté de Emcon, 1982)

2.2.3 Les facteurs qui influencent la production du biogaz

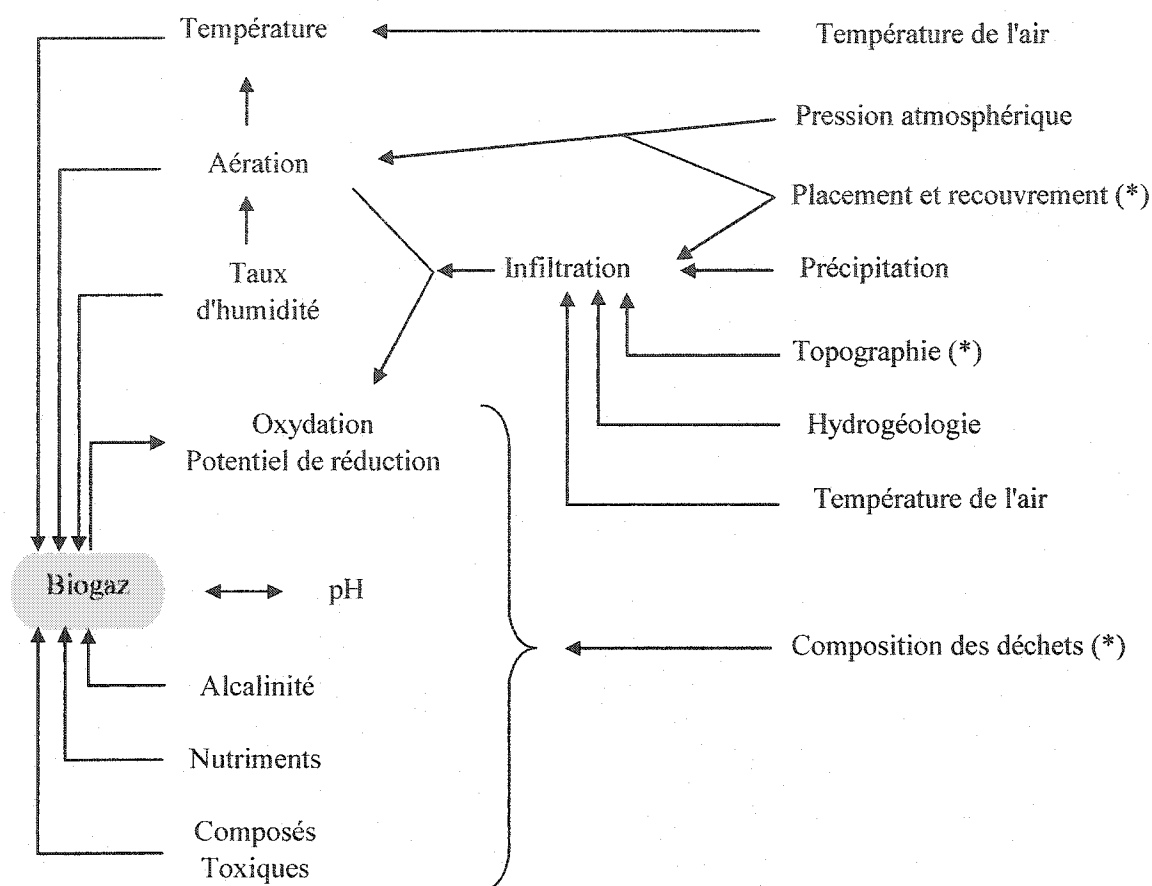
La durée des phases de décomposition et la quantité de biogaz généré varient en fonction de plusieurs paramètres. Les phases de génération du biogaz ainsi que les paramètres qui affectent sa production sont présentés brièvement dans cette section.

La durée des phases de décomposition, la quantité de biogaz générée et la vitesse de production du gaz peuvent varier d'un site à l'autre. Ces variations s'expliquent par l'effet de paramètres physico-chimiques comme :

- la nature des déchets ;
- la quantité et l'épaisseur de la couche de déchets ;
- le taux de compaction des déchets dont la valeur optimale est évaluée à 800 kg/m³ (Letcher *et al.*, 1995) ;
- l'infiltration de l'air, la taille des particules ;
- la température ;
- le pH dont la valeur optimale se situe entre 6,7 et 8,0 (Letcher *et al.* 1995) ;
- l'alcalinité dont la valeur optimale est de 16g CaCO₃ par kg de solide ; (Nastev, 1998) ;
- l'humidité.

Lifshits et Minko (1993), Letcher *et al.* (1995), Akesson et Nilsson (1998), Haarstrick *et al.* (2001), entre autres, montrent l'effet de chacun de ces facteurs sur la génération du biogaz. Akesson *et al.* (1998) soulignent, que les mélanges de déchets composés en majorité de matériaux facilement biodégradables (nourritures, papier, carton) entraînent l'augmentation dans le milieu de la quantité d'acide gras volatil susceptible d'inhiber la production de méthane. Gurijala *et al.* (1997) met en évidence que quatre facteurs parmi dix étudiés ont un effet statistique significatif sur la production de méthane. Ces facteurs sont la concentration de solides volatils, le taux d'humidité, la concentration de l'ion sulfate (SO₄²⁻) et le ratio cellulose/lignine. Le taux d'humidité des déchets est un facteur déterminant pour la production du biogaz. En effet, l'eau permet, entre autres, l'accessibilité des nutriments aux microorganismes. Dans certains LES, le lixiviat est recirculé afin d'assurer un taux d'humidité optimum (Gabr *et al.*, 2000). La figure 2.5 présente certains des facteurs qui influencent la production du biogaz ainsi que les interactions qui les lient.

Le manque d'information sur les propriétés physico-chimiques qui existent dans les déchets et l'hétérogénéité de ceux-ci, font des LES des macrocosmes complexes, où une génération spatiale non homogène est observée (Lifshits et Minko, 1993). La modélisation de la production du biogaz peut donc être empreinte de nombreuses incertitudes.



(*) Facteurs plus ou moins ajustables au cours des opérations d'enfouissement.

Figure 2.5. Facteurs affectant la production du biogaz (adapté de Gowing, 2001)

2.2.4 Estimation et modélisation de la production du biogaz

Plusieurs méthodes existent pour estimer la quantité de CH_4 générée par les déchets. Ces méthodes utilisent le fait que la production du gaz est directement dépendante de la quantité de matière organique contenue dans les déchets. Chacune de ces méthodes, présentées au tableau 2.4, postule une efficacité de conversion et/ou une stœchiométrie pour la bioconversion de la matière organique en CH_4 . Certaines d'entre elles, comme la méthode stœchiométrique, permettent de déterminer la composition théorique du gaz formé pour un type de déchet spécifique, relativement voisine de celle déterminée par des mesures sur le terrain (Emcon, 1982). Toutefois, compte tenu des hypothèses

postulées (voir tableau 2.4) et de la nature hétérogène et complexe des déchets, ces méthodes ne permettent pas de prédire avec précision la quantité de gaz générée. Des modèles plus généraux ont été développés pour permettre aux propriétaires de LES de gérer et d'opérer leur site plus efficacement. Ces modèles sont présentés dans la section suivante.

Tableau 2.4. Résumé des méthodes d'estimation théoriques de la quantité de CH_4 produite (adapté de Emcon, 1982)

Méthode d'estimation	Production estimée de CH_4 (m^3/kg de déchets)	Hypothèses
Equations stoechiométriques équilibrées	0,230 – 0,270	Déchets composites ($\text{C}_{99}\text{H}_{149}\text{O}_{59}\text{N}$), papier ($\text{C}_{203}\text{H}_{334}\text{O}_{138}\text{N}$), nourriture ($\text{C}_{16}\text{H}_{27}\text{O}_8\text{N}$)
Biodégradabilité des matériaux	0,006 – 0,230 En moyenne 0,047	1,5 kg de COD biodégradable/kg de solide volatil et 0,351 m^3 /kg de COD biodégradable
Biodégradabilité des matériaux	En moyenne 0,047	Déchets humides composites formés de 50% de matières biodégradables ; 50% de la matière biodégradable est transformé en gaz ; 0,375 m^3 de gaz/kg de matière volatile ; 50% du gaz est du CH_4 .
Biodégradabilité des matériaux	0,120	Déchets humides composites formés de 70% de matières biodégradables ; 70% de la matière biodégradable est transformé en gaz ; 0,690 m^3 de gaz/kg de matière volatile ; 50% du gaz est du CH_4 .
Constituants organiques totaux	0,190 – 0,270	1 mole de carbone organique donne 1 mole de gaz ; le CH_4 représente 50% du gaz produit, 100% du carbone organique est transformé en gaz.

2.2.4.1 Les modèles de production du biogaz

La production de biogaz dans un LES n'est pas uniforme au cours du temps. En effet, elle augmente rapidement dans les premières années après l'enfouissement des déchets puis diminue progressivement après avoir atteint un maximum. Cette tendance est validée par les données de collecte du gaz généré.

Il existe deux types de modélisations pour représenter la production de gaz dans un LES. On retrouve les modèles à paramètres cinétiques globaux et les modèles séquentiels de biodégradation. Ces deux types de modèles sont présentés et comparés afin d'établir le type de modèle le mieux adapté (qualité des valeurs et facilité à mettre en oeuvre) à l'établissement d'un outil estimatif de la production annuelle de gaz sur un LES.

Les modèles avec paramètres cinétiques globaux

Ces modèles permettent de définir en fonction du temps la génération de méthane. Ils modélisent la production de gaz par une fonction empirique simple ou par la combinaison de fonctions simples qui représentent la production de gaz par des paramètres globaux. Ces modèles se basent sur l'équation de Monod (2.1) qui décrit la vitesse d'utilisation d'une concentration C de substrat par des microorganismes présents dans les déchets à une concentration x .

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{K x C}{K_c + C} \quad (2.1)$$

Avec C : concentration de substrat (carbone organique) restant au temps t

x : concentration de microorganisme (kg de microorganisme par m^3 de déchets)

K : vitesse maximale d'utilisation du substrat par les microorganismes

K_c : concentration du substrat pour laquelle la vitesse d'utilisation équivaut à la moitié de la vitesse maximale d'utilisation

La dégradation de la matière organique peut s'écrire comme une réaction différentielle d'ordre n :

$$\frac{dC}{dt} = -c C^n \quad (2.2)$$

Selon Coops *et al.* (1995), 1 kilogramme de carbone organique dégradé génère 1.87 m³ de gaz. La production de biogaz pour un instant donné peut donc s'écrire sous la forme suivante :

$$\alpha_i = -1,87 A \frac{dC}{dt} \quad (2.3)$$

En supposant que seule une fraction ζ des déchets est décomposée en gaz, la résolution de l'équation résultant de la combinaison des équations (2.2) et (2.3) permet de décrire la formation de gaz pour différents ordres (n) de réaction en fonction des paramètres suivants :

- A: quantité de déchets en place (tonne)
- c: constante de réaction
- C₀: teneur en carbone des déchets (kg/tonne)
- C_t: teneur en carbone des déchets à un instant t (kg/tonne)
- k₀: paramètre du modèle d'ordre 0 (n = 0) (kg/tonne/année)
- k₁: paramètre du modèle d'ordre 1 (n=1) (année⁻¹)
- k_{1,i}: paramètre du modèle multi phase (année⁻¹)
- k₂: paramètre du modèle d'ordre 2 (n=2) (m³/tonne/année)

On peut donc définir les différents ordres suivants :

- Modèle d'ordre zéro

Le modèle d'ordre zéro s'écrit sous la forme suivante :

$$\alpha_i = \zeta 1,87 k_0 A \quad (2.4)$$

Dans ce modèle (figure 2.6.a), la génération de gaz est supposée constante pour une quantité donnée de déchets. Le modèle ne tient pas compte de l'âge des déchets et suppose des conditions physico-chimiques quasi stables dans les déchets. Ce modèle est utilisable pour estimer la quantité de gaz générée lorsqu'il n'y a pas de changements majeurs dans la nature et dans la quantité de déchets enfouis. Des mesures sur des LES ont montré un taux de captage quasi identique de méthane sur une base annuelle, démontrant ainsi que le modèle est satisfaisant pour les périodes

actives de production du méthane (Ham et Barlaz, 1989), ou pour les périodes actives de biodégradation.

- Modèle d'ordre un

Le modèle d'ordre un s'écrit sous la forme suivante :

$$\alpha_t = \zeta 1,87 C_0 k_1 A \exp(-k_1 t) \quad (2.5)$$

Le modèle d'ordre un est un des modèles les plus utilisés pour l'estimation de la génération de méthane. Selon plusieurs scientifiques, il décrit relativement précisément la complexité des LES. Quelques modèles d'ordre un sont présentés ci-dessous. Emcon Associates (1982) les décrit de façon exhaustive. Les paramètres L_0 (potentiel de génération de méthane du site en m^3 /tonne de déchet) et k (constante cinétique de génération du méthane en $année^{-1}$) sont récurrents aux modèles présentés ci-dessous. L'estimation et la calibration de ceux-ci se basent sur des estimations des quantités produites à partir des données du site. La figure 2.6 présente 4 modèles classiques qui utilisent une fonction simple, ou une combinaison de fonction à paramètres globaux. Ceux-ci sont brièvement présentés dans les paragraphes subséquents.

- Modèle de Palos Verdes

Ce modèle suppose que la dégradation se réalise en deux étapes de premier ordre. Lors de la première étape, la production est proportionnelle au gaz déjà produit. Au cours de la deuxième étape, le potentiel de production dépend du volume de gaz qu'il reste à produire. Le modèle tient compte de la nature des déchets (déchet à dégradation rapide, lente ou inerte). Par contre, il ne tient pas compte du temps écoulé après l'enfouissement des déchets. Ce modèle s'applique donc lorsque le site est actif (génération non nulle).

L'évaluation des constantes cinétiques dépend des valeurs estimées du temps de demie vie ($t_{1/2}$) et du temps nécessaire pour produire 99% de la capacité maximale du

site ($t_{99/100}$), d'où une erreur très importante. Ce modèle est représenté par l'expression mathématique (2.6).

$$\alpha_t = Lo \left[1 - \frac{1}{2} \exp \left(-k \left(t - t_{\frac{1}{2}} \right) \right) \right] \quad (2.6)$$

○ Modèle de Sheldon Arleta

Le modèle de Sheldon Arleta est illustré par la figure 2.6.b. Tout comme le modèle de Palos Verdes, il suppose une dégradation en deux étapes de premier ordre. Il se base sur les mêmes hypothèses mais assume que les déchets se dégradent rapidement ou lentement.

○ Modèle de Scholl Canyon

Le modèle de Scholl Canyon est illustré par la figure 2.6.c. Il propose que la dégradation se fait en une seule étape de cinétique d'ordre un (représentative d'une faible concentration dans le modèle conventionnel de Monod). Il suppose que la production de méthane est maximale dès que les conditions anaérobies apparaissent (phase de latence de moins de 1 an habituellement). Le modèle tend à surestimer la vitesse de production du gaz car il suppose que les conditions de dégradation sont optimales. Ce modèle est représenté par l'expression mathématique (2.7).

$$\alpha_t = Lo (1 - \exp(-k t)) \quad (2.7)$$

○ Le modèle Emcon MGM

Ce modèle, illustré par la figure 2.6.d, approxime la vitesse de génération du gaz par une fonction triangulaire basée sur le potentiel théorique de production de gaz et déterminée par la biodégradabilité des déchets et la stoechiométrie des réactions mises en jeu. Les difficultés inhérentes à ce modèle sont le choix d'une période de retard "lag time" à partir de laquelle débute la génération de gaz et d'une durée de conversion de la matière organique.

○ Le modèle de Laquidara

Ce modèle est basé sur des bilans de matières réalisés avec différents groupes de déchets. Le modèle est représenté par une cinétique d'ordre un basée sur les fractions des solides volatiles biodégradables secs (BVS) obtenues expérimentalement. Les mesures de BVS permettent d'estimer la constante cinétique du modèle. Il devient alors possible de calculer la variation de substrat pour un temps donné. La génération de méthane est alors déterminée par la relation suivante :

$$G = \text{Constante} * \Delta C \quad (2.8)$$

Avec G : quantité de méthane générée par masse de déchet sec

Constante $\approx 0,35 \text{ m}^3$ de CH_4 généré par kg de BVS

ΔC : variation de la concentration de substrat

Le modèle est limité à une valeur de 20 ans pour le temps t , car après cette période la cinétique linéaire ne s'applique plus.

• Modèle à phases multiples

Le modèle à phases multiples s'écrit sous la forme suivante :

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 1,87 C_{0,i} k_{1,i} A \exp(-k_{1,i} t) \quad (2.9)$$

Ce modèle tient compte de la nature des déchets. En effet, il sépare la fraction des déchets en trois catégories à savoir les matériaux à dégradation lente, moyenne et rapide. D'autres subdivisions sont toutefois possibles en intégrant par exemple la catégorie des déchets inertes. L'avantage de ce modèle est qu'il tient compte de la composition des déchets. Les résultats de ce modèle montrent une forte production de gaz la première année et une génération prolongée à la fin. Au cours des années intermédiaires, les résultats de ce modèle sont sensiblement moindres que ceux du modèle de premier ordre.

- Modèle d'ordre deux

Le modèle d'ordre deux s'écrit sous la forme suivante :

$$\alpha_i = \zeta 1,87 k_2 A \left(\frac{C_0}{k_2 C_0 t + 1} \right)^2 \quad (2.10)$$

La production de gaz peut se décrire comme un système complexe de réactions représentées par une cinétique d'ordre deux. Le modèle d'ordre deux présente les mêmes caractéristiques que le modèle à phases multiples.

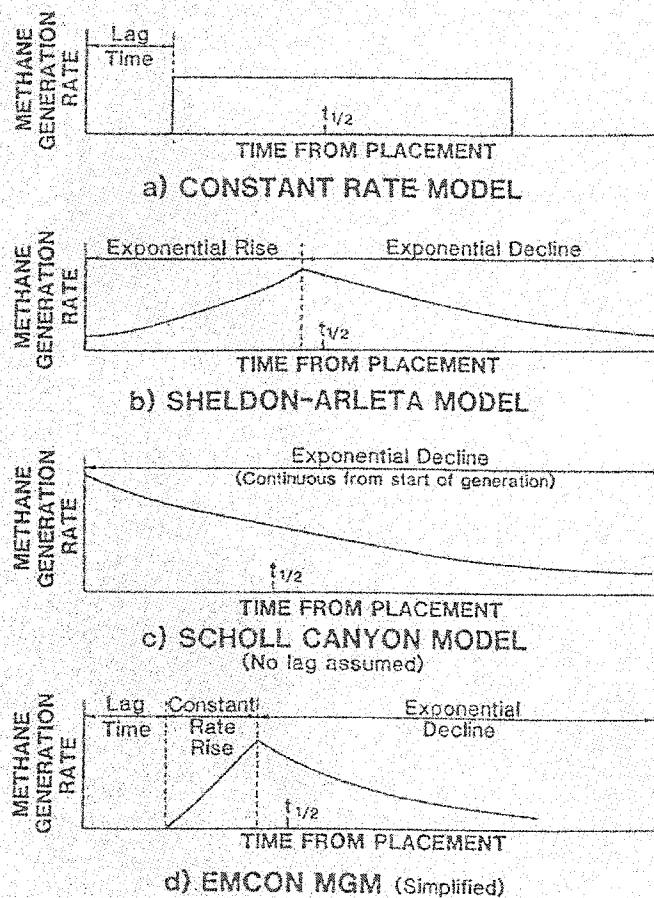


Figure 2.6. Modèles de production du méthane avec paramètres cinétiques globaux

Les modèles séquentiels de biodégradation

Ces modèles tiennent compte de la plupart des phénomènes physiques, chimiques et biologiques (composition, taux d'humidité, température, absorption, adsorption, volatilisation, évaporation, dilution, filtration, formation de complexes, précipitation, oxydation, réduction, etc.) (Lee *et al.*, 1993 ; El-Fadel *et al.*, 1997; Nastev, 1998 ; Haarstrick *et al.*, 2001) qui peuvent affecter le taux de génération de méthane par le biais de fonctions mathématiques complexes. Bien que l'importance de ces phénomènes soit connue, il n'est pas possible de caractériser le taux de production du gaz sans une caractérisation de ces phénomènes dans la masse de déchets, à moins de réaliser un nombre important de mesures et d'analyses détaillées. Certains de ces modèles sont présentés dans cette section.

○ Modèle de El-Fadel

Le modèle de El-Fadel est basé sur des bilans et des équations. Il calcule les profils de pression et de concentration des gaz en des points d'un maillage pour différentes périodes de temps. Les équations qui représentent la biocinétique, la production et la dispersion sont appliquées pour chaque volume de contrôle. Les valeurs des constantes biocinétiques ont peu d'influence sur les résultats. Le système est sensible aux constantes d'hydrolyse et aux concentrations initiales en carbone provenant de l'ion acétate et du CO_2 , ce qui représente un des points faibles de cette approche.

○ Modèle de Halvadakis

Le modèle de Halvadakis décrit la production de gaz par des équations mathématiques complexes. L'écosystème microbien y est représenté par un système d'équations du premier ordre. Tout comme le modèle de El-Fadel, ce modèle réalise un bilan sur sept formes du carbone, mais néglige la formation du méthane provenant de la réduction du CO_2 qui représente cependant 25 à 30% du méthane total produit. Ce modèle offre les mêmes avantages et inconvénients que le modèle de El-Fadel.

○ Autres modèles séquentiels

Plusieurs auteurs se sont penchés sur la problématique de la description mathématique de la génération de gaz dans les LES. Plusieurs ont opté pour des modèles séquentiels particulièrement complexes qui décrivent la plupart des réactions ayant lieu dans la masse de déchets. Cependant, ces modèles sont peu pratiques d'utilisation car ils nécessitent de nombreuses variables initiales souvent difficiles à mesurer (le modèle de Bryers nécessite 32 variables). El-Fadel *et al.* (1997) font une description complète de quelques uns de ces modèles.

2.2.4.2 Comparaison des différents modèles et sélection d'un modèle de production

De façon générale, les modèles séquentiels sont très sophistiqués. Ils supposent tous des analyses détaillées et ne donnent pas forcément de meilleurs résultats (Nastev, 1998). Selon Coops *et al.* (1995) le modèle d'ordre zéro est peu fiable. Le modèle d'ordre un s'avère globalement le plus intéressant. C'est un modèle simple et relativement précis qui donne une bonne description de la génération de gaz, surtout pour les sites de 10 ans et plus (Nastev, 1998). De plus, Huitric et Soni (1997) montrent que le modèle de premier ordre est consistant avec les résultats d'expériences pilotes sur un LES, où était observé une diminution de la génération de CH_4 suivant une équation de premier ordre. De telles observations ont été aussi rapportées par des propriétaires de LES, après la fermeture de leur site. Le tableau 2.5 présente les erreurs d'estimation de la quantité de gaz générée par les différents modèles à paramètres cinétiques globaux plus faciles à mettre en œuvre que les modèles séquentiels. Il permet d'apprécier la qualité du modèle de premier ordre par rapport au modèle d'ordre zéro. Comme le rapporte Huitric et Soni (1997) le modèle d'ordre deux est comparable à celui d'ordre un, mais n'est que très peu utilisé car il n'offre pas d'avantages supplémentaires par rapport au modèle d'ordre un. Alors que le modèle d'ordre un multi phases est supérieur au modèle de premier ordre à une phase, celui-ci s'apparente aux modèles séquentiels car il nécessite la caractérisation de plusieurs constantes cinétiques qui dépendent de la nature des déchets. Coops *et al.*

(1995) ont montré qu'il n'y a pas de différences significatives entre le modèle d'ordre un à une phase et le modèle d'ordre un à multi phases.

Tableau 2.5. Erreur d'estimation de la quantité de gaz généré par les modèles à paramètres globaux par rapport à la quantité observée (adapté de Coops *et al.*, 1995)

Modèle	Erreur relative moyenne
Modèle d'ordre zéro	44%
Modèle d'ordre un à une phase	22%
Modèle d'ordre un multi phases	18%
Modèle d'ordre deux	22%

2.2.4.3 Méthodes de calibration des modèles de production à paramètres cinétiques globaux

Pratiquement, les modèles à paramètres globaux sont plus faciles à mettre en œuvre. Parmi ceux-ci, le modèle de premier ordre, très cité dans la littérature, permet une bonne description de la génération de gaz par les déchets enfouis dans un LES. La stratégie de calibration de ce modèle à deux paramètres (k : constante de génération du CH_4 et L_0 : potentiel de génération de CH_4 des déchets) est présentée dans cette section ainsi que quelques valeurs de ces paramètres répertoriées dans la littérature.

Actuellement les deux paramètres k et L_0 font l'objet de nombreuses discussions, car ils ont une grande variabilité d'une étude à une autre. L'estimation du paramètre L_0 peut se réaliser à partir de tests en laboratoire. Ces tests consistent à mesurer, sous des conditions optimales, la quantité de CH_4 générée par un mélange composite typique de déchets. Le pourcentage de lignine contenu dans les déchets permet aussi de déterminer une valeur de L_0 . Lorsque la composition des déchets est connue, la valeur de L_0 peut être extrapolée à partir des données de biodégradabilité individuelle de chacun des déchets à partir de données reportées dans la littérature. Bien que cette approche soit qualitative, elle dépeint la grande variabilité des valeurs de ce paramètre. Au "Districts Spadra Landfill", une variation de 25% a été observée sur le paramètre L_0 . La littérature

ne rapporte pas de méthodes expérimentales standard pour la détermination du paramètre k (Huitric et Soni, 1997).

Compte tenu de la difficulté d'obtenir la valeur réelle de la quantité de gaz généré, les données de captage du biogaz peuvent être utilisées pour calibrer les paramètres k et Lo . Toutefois, la quantité de gaz captée ne représente qu'un pourcentage du gaz généré. Aussi, il est courant d'estimer un taux d'efficacité de captage pour déterminer la quantité annuelle de gaz capté (Coops *et al.*, 1995).

Plusieurs auteurs suggèrent de calibrer les modèles de génération à partir des données de collecte aux puits (Huitric et Soni, 1997; Oonk, 1995). Huitric et Soni (1997) précisent que les données de collectes doivent provenir d'au moins 75% du système de captage. Le taux de génération peut être alors estimé par la relation (2.11) (Oonk, 1995). Différentes valeurs de ce paramètre sont présentées au tableau 2.11 à la section 2.5.1 relative aux puits de captage. Lorsqu'un site ne possède pas d'historique sur les collectes annuelles de gaz et de la composition du gaz, (Huitric et Soni, 1997) suggèrent d'utiliser les données de la littérature.

$$\text{Génération de } CH_4 = \frac{\text{Collecte de } CH_4}{\text{Efficacité du système de collecte}} \quad (2.11)$$

Il existe deux stratégies principales de calibration des paramètres k et Lo à partir de données provenant d'un seul LES. La première consiste en l'utilisation d'un seul point pour la calibration des deux paramètres. Cette méthode, qui procède par essai erreur, comporte l'inconvénient majeur qu'il existe une infinité de couples de solutions (k , Lo) qui satisfont au problème. Cependant, il permet de réduire les incertitudes pour les estimations de génération à court terme. Une courbe de calibration pour les paramètres k et Lo déterminée pour le site d'enfouissement Mission canyon a permis de montrer que pour une valeur de k (en abscisse), il n'existe qu'une seule valeur de Lo sur la courbe de calibration.

L'autre méthode utilise plusieurs points pour la calibration des paramètres. Elle se base sur le même principe que la méthode présentée précédemment, mais utilise plusieurs

points pour calibrer les paramètres. Pour les deux types de méthodes, les meilleures couples (k , L_0) minimisent l'erreur entre la valeur prédite par le modèle et la valeur observée estimée à partir des données de captage (Huitric et Soni, 1997).

Les paramètres k et L_0 peuvent finalement être calibrés à partir de données provenant de plusieurs LES (Huitric et Soni, 1997). Dans ce cas, ces paramètres ne sont plus spécifiques à un site. Cette approche permet, toutefois, l'utilisation d'un plus grand nombre de données. Nastev (1998) utilise une variante de cette méthode pour déterminer les valeurs k et L_0 , présentées au tableau 2.6, pour le CESM au cours de son étude sur ce site d'enfouissement. En effet, la valeur des paramètres est obtenue par régression à partir des données de captage du biogaz en fonction des années.

Tableau 2.6. Quelques valeurs de k et L_0 de la littérature pour des déchets composites

k (année ⁻¹)	L_0 (m ³ de CH ₄ / tonne de déchets)	Sources
0,020	230,0	Brown et Clister (1993)
0,040	56,6	Huitric et Soni (1997)
0,040	113,4	Huitric et Soni (1997)
0,050	154,4	Huitric et Soni (1997)
0,055	94,6	Nastev (1998)
0,040	125,0	Gowing (2001)
0,023	125,0	Gowing (2001)

2.3 Migration du biogaz dans un lieu d'enfouissement sanitaire

La migration du biogaz, un des plus grands problèmes liés aux LES, est souvent quantifiée en utilisant le CH_4 comme traceur. Aussi dans ce chapitre, il sera plutôt fait référence au CH_4 . En premier lieu, les mécanismes de la migration du gaz dans les milieux poreux sont présentés. Les facteurs qui influencent la migration du CH_4 et les méthodes de mesures des émissions surfaciques et de la migration latérale dans les sols adjacents sont ensuite présentés.

2.3.1 Écoulement du gaz en milieu poreux

Les déchets enfouis constituent, tout comme les sols où s'écoule l'eau souterraine, un milieu poreux. En effet, ceux-ci se composent de particules solides (les déchets) séparées par des vides ou pores. Lorsque les pores sont remplis d'eau ou de lixiviat, le milieu est saturé. Lorsque les pores contiennent à la fois du gaz (essentiellement CH_4 et CO_2) et du lixiviat, le milieu est partiellement saturé. Les propriétés hydrogéologiques d'un site d'enfouissement sont très hétérogènes et varient au cours du temps, car les phénomènes aussi variés que la biodégradation, la consolidation et la minéralisation modifient entre autres la porosité des déchets qui est un des paramètres importants intervenant dans l'écoulement des gaz en milieu poreux (Nastev, 1998).

Le gaz produit au cours des différentes phases présentées à la section 2.2.2, peut migrer hors des limites du site comme le présente la figure 2.7. En effet, il peut migrer verticalement vers l'atmosphère, latéralement ou il peut se dissoudre dans la phase liquide et migrer dans la zone saturée. Ce dernier point est particulièrement vrai pour le CO_2 qui est très soluble. La grande majorité du CH_4 qui migre hors du site prend la direction de l'atmosphère (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

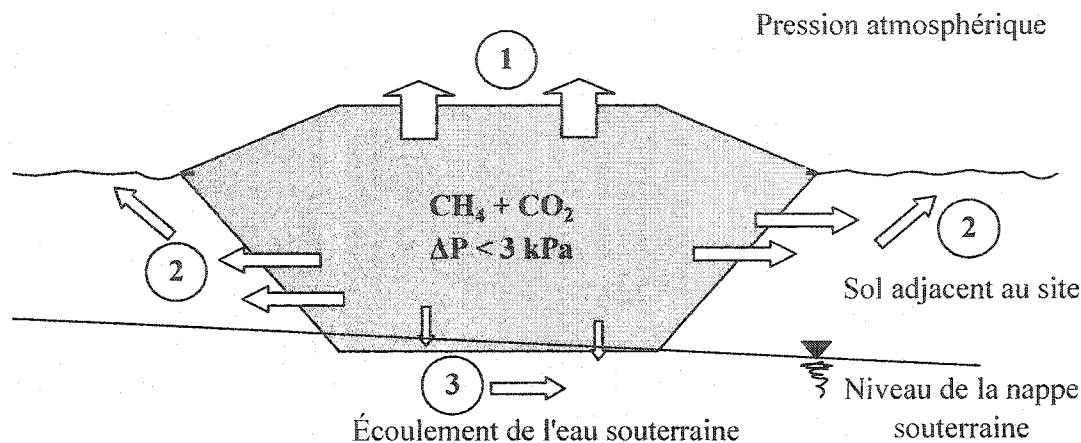


Figure 2.7. Mouvement des gaz principaux produits dans un LES; 1) vers l'atmosphère, 2) migration latérale, 3) dissolution et migration dans la zone saturée
(adapté de Nastev, 1998)

La migration des gaz dans un site d'enfouissement est gouvernée essentiellement par deux types de phénomènes qui sont la dispersion et l'advection. Toutefois d'autres facteurs peuvent agir sur le mouvement des gaz générés. Ces facteurs sont, entre autres, la sorption des gaz dans la phase liquide ou sur la phase solide, la génération et la disparition des gaz par des phénomènes biologiques ou chimiques (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

- **La dispersion**

La dispersion dans un milieu poreux est le résultat de deux phénomènes qui sont la dispersion mécanique et la diffusion (Stein *et al.*, 2001). Toutefois, comme le rapportent certains auteurs (Nastev, 1998 ; Stein *et al.*, 2001), les pressions créées dans les LES sont de l'ordre de 1,5 à 3 kPa. À ces pressions, il a été démontré que l'écoulement est laminaire dans la masse de déchets et que la dispersion mécanique est négligeable (Nastev, 1998 ; Stein *et al.*, 2001). La diffusion se déroule majoritairement dans la phase gazeuse (pores) et est négligeable dans la phase liquide. Elle est décrite par la loi de Fick (2.12).

$$F_i = -D_z \frac{dC_i}{dz} \quad (2.12)$$

$$D_z = D \alpha \iota \quad (2.13)$$

Avec D_z : coefficient de diffusion effectif (cm²/s)

D : coefficient de diffusion (cm²/s)

α : porosité total (cm³/cm³)

ι : facteur de tortuosité (valeur typique = 0,67)

$\frac{dC_i}{dz}$: gradient de concentration vertical (mol/cm³/cm)

• L'advection

L'advection des gaz, à une vitesse d'écoulement v , est due à un gradient de pression qui s'établit lors de la production de gaz dans les déchets. Le gradient de pression peut être aussi induit par la dépression créée par l'intermédiaire du réseau de captage ou par les fluctuations de la pression atmosphérique. Le gaz généré se déplace alors des zones de hautes pressions vers celles où la pression est plus faible. La loi de Darcy est généralement utilisée pour modéliser ce phénomène par l'équation (2.14) (Stein *et al.*, 2001).

$$v = -\frac{k}{\mu} \frac{dP}{dz} \quad (2.14)$$

$$\text{où} \quad P = \sum_1^n C_i RT \quad (2.15)$$

Avec

v : vitesse du fluide (m/s)

μ : viscosité du mélange gazeux (Pa.s)

k : perméabilité intrinsèque du sol (m²)

P : pression (Pa)

C_i : concentration du constituant gazeux i (mol/m³)

R : constante universelle des gaz ($R=8,314$ j/mol/K)

T : température absolue (K)

Le flux pour un composé i résulte donc des deux phénomènes que sont la diffusion et l'advection. L'équation (2.16) illustre cet aspect.

$$F_i = -D_i \nabla C_i + v C_i \quad (2.16)$$

Avec F_i : flux molaire du composant i (mol/m²/s)
 D_i : coefficient de diffusion
 ∇C_i : gradient de concentration du composé i (mol/m²)
 v : vitesse du fluide (m/s)
 C_i : concentration du constituant gazeux i (mol/m³)

Généralement un des deux phénomènes présentés à l'équation 2.16 est dominant. L'advection est dominant au fond dans la masse de déchets, alors que la diffusion domine en surface (Bogner *et al.*, 1995). Il est raisonnable de supposer que, même en présence de système de captage actif du gaz, un gradient décroissant de la concentration de CH₄ existe dans les déchets. Les concentrations de CH₄ étant supérieures au fond du site et moindres en surface. Ce gradient de concentration est diminué près des puits de captage et accentué entre ceux-ci. Toutefois, dans les deux cas, il entraîne la diffusion vers l'atmosphère d'une partie du CH₄ généré (Bogner *et al.*, 1993).

2.3.2 Les émissions atmosphériques de CH₄

Le CH₄ contenu dans le biogaz est potentiellement responsable de nombreux impacts environnementaux comme il a été présenté précédemment. Les émissions de méthane provenant des LES sont estimées, pour l'ensemble de la planète, de 10⁷ à 7*10⁷ tonnes par année (Bingemer et Crutzen, 1987 ; Cicerone et Oremland, 1988). En 1996, environ 432 900 tonnes de CH₄ ont été émises de LES canadiens. Cette quantité constituait 26% du CH₄ anthropogénique pour l'année 1996 (Neitzert *et al.*, 1999). Ces éléments motivent la nécessité de quantifier les émissions du CH₄ à la surface des LES. Cette section présente les facteurs qui influencent les émissions de CH₄ ainsi qu'un résumé des méthodes de mesures de telles émissions.

2.3.2.1 Les facteurs qui influencent les émissions de CH₄

Les émissions surfaciques de biogaz sur les LES sont caractérisées par une grande variabilité spatiale et temporelle. Ces variations sont dues à de nombreux facteurs qui interagissent parfois entre eux. Parmi ceux-ci, on retrouve plusieurs facteurs environnementaux, comme les variations de la pression atmosphérique, les précipitations (pluies et irrigation), la vitesse du vent, la température (température ambiante et celle des déchets), le taux d'humidité des déchets et leur niveau de saturation, le pH du sol du recouvrement final, la végétation ainsi que le manteau neigeux ou le gel des matériaux de surface. Le type sol utilisé pour le recouvrement ainsi que la distribution de la taille des grains du sol influencent aussi la valeur des émissions surfaciques de CH₄. Le taux de génération de gaz, lui même influencé par un grand nombre de facteurs (voir section 2.2.3), affecte la valeur des émissions surfaciques, tout comme les autres facteurs présentés au tableau 2.8. Les facteurs les plus significatifs sont explicités ci après et sont les suivants :

- Le recouvrement

Il agit comme une barrière qui atténue de deux façons la migration verticale du CH₄ généré. En effet, le recouvrement peut agir comme une barrière physique ou une barrière biologique par le phénomène d'oxydation du CH₄ en CO₂. Ce dernier point est explicité plus en détail dans la section relative à l'oxydation à la section 2.4. Lorsqu'il agit comme une barrière physique, c'est essentiellement le type de matériaux du recouvrement final qui influence la migration du CH₄. En effet, ce paramètre agit soit directement en diminuant la perméabilité verticale de la couche de sol, ou indirectement en accentuant ou en minimisant l'effet de la pression atmosphérique, de la vitesse du vent, des précipitations et celle de l'humidité du sol.

La présence de végétation dans le recouvrement final peut à la fois réduire ou augmenter la migration verticale. En effet, l'enchevêtrement des racines peut assurer une bonne cohésion des particules de sol minimisant ainsi la perméabilité

de la couche de sol. Toutefois, les racines peuvent créer des chemins préférentiels pour l'écoulement du gaz au même titre que les fissures et craquelures qui apparaissent quelquefois à la surface des LES (Boltze *et al.*, 1997).

- Le captage du gaz par les puits

Le captage actif des biogaz est un des moyens les plus employés pour réduire les émissions surfaciques. Les réseaux de captage permettent de diminuer les émissions de 70 à 80% (Park *et al.*, 2001). Börjesson et Svensson (1997b) ont d'ailleurs montré l'effet positif du système de captage sur les émissions de CH₄. En effet, ils ont établi l'existence d'une bonne corrélation entre le fonctionnement ou non du système de captage et le taux d'émission surfacique de CH₄ ($r^2=0,84$; $p=0,0006$). Les émissions sont d'autant plus diminuées que le système de captage est efficace. L'efficacité de ce dernier dépend, entre autres, de la conception du réseau de captage et des modulations appliquées à chacun des puits de captage.

- L'oxydation

Le recouvrement des déchets contribue au contrôle des émissions du CH₄ et à celui des NMOCs. Des mesures sur le terrain ont montrés que les émissions de CH₄ peuvent être réduites ou même éliminées par le phénomène d'oxydation du CH₄ en CO₂. Le phénomène biologique de l'oxydation est abordé plus en détail dans la section 2.4.

- Les saisons

Les saisons influent plus ou moins directement sur les émissions de CH₄ en régulant les phénomènes de production et d'oxydation comme le démontre le tableau 2.7. En effet, avec le changement de saisons plusieurs paramètres environnementaux varient, comme par exemple le taux de précipitation, le vent,

la température ambiante, la présence de glace et/ou de neige. Boeckx *et al.* (1996), Boltze *et al.* (1997), Börjesson et Svensson (1997c) ont montré que ces paramètres ont des effets sur les émissions de CH₄. Les précipitations ont pour effet premier de réduire les émissions. En effet, l'eau remplit les pores présents dans les déchets et diminue, de ce fait, la diffusion du CH₄ qui diffuse 10⁴ fois moins vite dans l'eau que dans l'air (Edward et Pattey, 1997). Toutefois, après les périodes de pluies, la littérature rapporte l'augmentation des taux d'émission. Ce phénomène est lié à l'activation de la production de gaz duquel résulte une augmentation de la pression dans la masse de déchets. Un tel phénomène est aussi observé après des périodes de gel ou de chutes de neige (Boltze *et al.*, 1997).

Tableau 2.7. Emissions de méthane sur des zones couvertes et non couvertes (adapté de Boeckx *et al.*, 1996)

Mois	Température du sol (°C)	Humidité du sol (%)	Émission de CH ₄ sur surface couverte (mg/m ² /jour)	Émission de CH ₄ sur surface non couverte (g/m ² /jour)
Juin	20,0	8,1	14,2	156,5
Juillet	24,5	5,5	-5,9	176,3
Août	24,0	3,8	50,2	230,8
Septembre	18,5	16,0	87,2	137,4
Octobre	13,5	29,8	416,0	21,6
Novembre	8,0	22,3	914,3	2,2
Décembre	10,0	33,1	189,2	15,1

- La pression atmosphérique

Nombreux auteurs rapportent l'effet des variations de la pression atmosphérique sur les émissions de CH_4 . La diminution de la pression atmosphérique entraîne une augmentation des émissions de CH_4 due à l'expansion et à la génération du gaz dans la masse de déchets (Blackman *et al.*, 1997 ; Boltze *et al.*, 1997 ; Börjesson et Svensson, 1997c ; Gowing, 2001 ; Nastev, 1998 ; Young, 1990). L'augmentation de la pression atmosphérique contribue, quant à elle, à diminuer les émissions. D'après Young (1990), les variations des émissions sont proportionnelles aux variations de pression au cours du temps (dP_{atm}/dt) et non à la valeur de la pression en tant que telle. Boltze *et al.* (1997) soulignent que le taux de variation de pression au cours du temps (dP_{atm}/dt) est un paramètre important qui influence les émissions, mais que la durée de ces variations est tout aussi influent. Compte tenu de l'effet reconnu de la pression atmosphérique sur les émissions, ce paramètre comme plusieurs paramètres environnementaux, doit être pris en considération pour l'ajustement des réseaux de captage (Blackman *et al.*, 1997).

Tableau 2.8. Facteurs affectant les émissions de gaz (adapté de Gowing, 2001)

Mécanisme	Facteurs affectant le mécanisme
Diffusion moléculaire dans le sol	○ Porosité du sol ○ Gradient de concentration ○ Coefficient de diffusion des constituants ○ Épaisseur du sol
Diffusion moléculaire à travers la couche de sol frontière	○ Vitesse du vent ○ Gradient de concentration ○ Coefficient de diffusion des constituants
Convection du gaz	○ Disponibilité des nutriments pour les microorganismes ○ Composition des déchets ○ Taux d'humidité des déchets ○ Âge des déchets ○ Présence d'oxygène ○ Présence d'inhibiteur biologique ○ Température ○ pH ○ Présence de système de captage du gaz
Déplacement dû à la compaction	○ Taux de compaction appliqué ○ Compactibilité des déchets
Déplacement dû à une variation de la pression atmosphérique (advection)	○ Variation de la pression atmosphérique
Déplacement dû aux fluctuations de l'humidité dans le sol	○ Taux de précipitation ○ Taux d'évaporation ○ Perméabilité horizontale versus perméabilité verticale ○ Présence d'une couche imperméable

2.3.2.2 Méthodes de mesures des émissions atmosphériques de CH₄

L'EPA a mis au point plusieurs méthodes de surveillance des émissions surfaciques de CH₄. Ces méthodes ne constituent pas des moyens de quantifier la valeur des émissions, mais permettent seulement d'identifier les secteurs où elles se produisent. Parmi celles-ci, on retrouve la méthode de surveillance des émissions instantanées (ISM method) et la méthode d'échantillonnage intégré (ISS method). La méthode ISM, décrite dans le règlement 1150.1, Control of Gaseous Emissions from Municipal Solid Waste Landfill, consiste à mesurer les concentrations de CH₄ à quelques centimètres du sol (5 à 7 cm) avec un détecteur à ionisation de flamme (FID). Pour la méthode ISS, des prélèvements de gaz sont réalisés à 5-7 cm du sol et analysés en laboratoire. Pour cette méthode, les prélèvements se réalisent sur chaque secteur défini par les nœuds d'une grille sur la zone caractérisée. Ces méthodes s'opèrent pour une vitesse de vent inférieure à 16 km/h. Cooper et Bier (1997) présentent les procédures d'utilisation de ces méthodes.

La mesure des émissions surfaciques de CH₄ peut s'opérer par différentes méthodes. Le tableau 2.9 présente un résumé des valeurs des émissions de CH₄ retrouvées dans la littérature. Ces émissions, mesurées par des méthodes directes ou indirectes pour différentes conditions, varient en moyenne entre -0,001 et 6,144 g de CH₄ par m² par jour. Les méthodes directes utilisent les chambres de flux opérés en mode statique ou en mode dynamique. Les méthodes indirectes consistent en la mesure des concentrations des composés ciblés dans l'air ambiant ou dans le sol à différentes profondeurs. Lorsque les concentrations des composés ciblés sont mesurées dans le sol, le flux est déterminé en utilisant la loi de Fick présenté à l'équation (2.11). Topp et Pattey (1997) présentent une liste des méthodes de mesure du flux surfacique du CH₄. Rochette *et al.* (1997) et plus particulièrement Topp et Pattey (1997) et Savanne *et al.* (1997) comparent ces différents types de méthodes. Les techniques comparées par ces derniers sont la méthode de la chambre de flux (en mode statique ou dynamique), la thermographie infrarouge (Galle *et al.*, 1999), les méthodes micro météorologiques (la corrélation de Eddy et le bilan de masse (Denmead *et al.* (1998) donne une bonne description de cette méthode) et

la méthode utilisant un gaz traceur. Ces auteurs arrivent à la conclusion que la méthode de la chambre de flux donne des résultats du même ordre de grandeur que la méthode de bilan de masse. Mosher *et al.* (1999) montrent qu'il y a une différence de 10% entre les flux mesurés par la technique des chambres de flux et celle utilisant un gaz traceur.

Les méthodes indirectes qui mesurent la concentration des composés ciblés dans l'atmosphère ne peuvent être utilisées dans toutes les situations compte tenu de l'influence des conditions atmosphériques et de l'interférence des autres sources de CH_4 sur les résultats (Gowing, 2001). De plus, elles ne permettent pas de quantifier les flux localement contrairement aux chambres de flux.

Les chambres de flux comportent les avantages d'être facile d'utilisation, peu chères et offrent une bonne réplicabilité (Hutchinson et Livingston, 1993).

Toutefois, elles ne permettent qu'une mesure locale des émissions de CH_4 . Gowing (2001) rapporte que la chambre de flux opérée en mode statique peut sous estimer le flux mesuré d'environ 55%. La circulation d'air pur à un débit déterminé, dans la chambre de flux dynamique, permet d'éliminer ce type de problème. La méthode de la chambre de flux dynamique est expliquée plus en détail dans la section subséquente.

Tableau 2.9. Valeurs d'émission de CH₄ tirées de la littérature (adapté de Bogner *et al.*, 1997 ; Gowing, 2001)

Localisation	Méthode de mesure	Conditions	Flux (g CH ₄ par m ² par jour)			Sources
			Min.	Max.	Moyenne (n)	
Californie, USA Près des puits (1994) Même zone que 1994 mais sans puits de captage (1988)	Chambre de flux statique scellé	Recouvrement de sable silteux, collecte du gaz	0,4	11,7	4,03 (18) ^a	Bogner <i>et al.</i> (1995)
		Recouvrement de sable silteux, collecte du gaz	2,00 ⁻⁴	1	0,004 (9) ^a	
	Chambre de flux statique	Recouvrement de sable silteux, sans collecte du gaz	320	1910	1120 (9) ^a	Bogner <i>et al.</i> (1995)
		Gradient de concentration vertical	Recouvrement de sable silteux sec, sans collecte du gaz	1670	1880	
Floride, USA Floride centrale Site 1-green Site 1-brown Site 2-A1 Site 2-A2 Site 2 A1-1 Site 2-A1-2 Site 2-A1-3 Site 2-A1-4 Site 2-A2 Alachua County LF	Chambre de flux dynamique non scellée	Pas de collecte du gaz			29	Walker (1991)
					6144	
					6,8	
					162	
	Chambre de flux dynamique scellé		nd	158	33,9	Rash (1992)
			nd	1578	239,8	
			6,03	1206	266,1	
			nd	305	84,9	
	Tube de flux		nd	509	108,9	Paladugu (1994)
			9.8	159	74,5	
France	Chambre de flux statique				89	Savanne <i>et al.</i> (1997)
					82	
	Méthode de traceur				63 ± 22	
					52 ± 17	
	Corrélation de Eddy				1,5 ± 0,5	
		Bilan de masse				

Tableau 2.9. (Suite)

Localisation	Méthode de mesure	Conditions	Flux (g CH ₄ par m ² par jour)			Sources
			Min.	Max.	Moyenne (n)	
Illinois, USA						
Près des puits (2/95-6/95)	Chambre de flux statique	Recouvrement d'argile silteux	-4,10 ⁻⁴	-0,43	-0,006 (22) ^a	Bogner <i>et al.</i> (1997)
Entre les puits		Collecte du gaz	-6,70 ⁻⁴	-0,092	-0,011 (25) ^a	
Près des puits (printemps 94)	Chambre de flux statique scellé	optimisé	-2,50 ⁻⁴	-0,002	-0,001 (5) ^a	Bogner <i>et al.</i> (1995)
Entre les puits		Collecte du gaz optimisé	-0,001	-0,004	-0,002 (6) ^a	
Près des puits	Chambre de flux	Collecte du gaz (start-	0	0,007	0,003 (12) ^a	Bogner <i>et al.</i>
Entre les puits	statique	up)	3,2	29,8	19,7 ^b (29) ^a	(1993)
Près des puits	Gradient de				0,012 ^b	
Entre les puits, sol sec	concentration vertical	Collecte du gaz (start-			32,9 ^b	
Entre les puits, sol humide		up) et sol sec			108 ^b	
Italie						
Site de Pecantia	Chambre de flux statique	Pas de collecte du gaz	1,89	443		Cossu <i>et al.</i> (1999)
	Chambre de flux dynamique		962	1132		
Japon						
H-1	Chambre de flux statique	Végétation dense			0	Tanaka <i>et al.</i>
		Végétation éparse			0	(1997)
		Pas de végétation			9,3	
H-2		Végétation dense			0	
		Végétation éparse			2,2	
		Pas de végétation			235	
H-3		Recouvrement de sol			7,7	
		Recouvrement en pente			20,7	
		Pas de recouvrement			0,6	
Lulea, Suède						
Mars 7/96	Chambre de flux	Pas de collecte du gaz	0,088	3,156	0,745 (9)	Maurice et
Mai-Déc./96	statique				< 0,044 (59)	Lagerkvist (1997)
Moscou, Russie	Chambre de flux	Pas de collecte du gaz			34	Nozhevnikova <i>et al.</i> (1992)
	statique					

Tableau 2.9. (Suite)

Localisation	Méthode de mesure	Conditions	Flux (g CH ₄ par m ² par jour)			Sources
			Min.	Max.	Moyenne (n)	
New Hampshire, USA	Chambre de flux statique non scellé	Pas de collecte du gaz	-0,03	1500	58 (139)	Czepiel, (1996) (non publié)
Site 1			0	215	12 (92)	
Site 2			-0,06	433	12 (111)	
Site 3			-0,02	4560	274 (106)	
Site 4			-0,01	2050	48 (124)	
Site 5	Traceur SF6	Pas de collecte du gaz			0,68	
Site 1						
Ontario, Canada	Tube à dilution	Pas de collecte du gaz	0	10 344	137	Williams et Williams (1995)
Ridge road, E. Hill			0	9 023	219	
Ridge road, W. Hill			17	86	39,3	
Brockville						
Pays Bas	Chambre de flux dynamique		2,6	746		Verschut <i>et al.</i> (1991)
Site de VAM			6,9	3000		
Site de AURI			0,1	214		
Site de ARN			51,4	398		
Site de VAM			17,1	386		
Site de AURI	Méthode micro-météorologique (gradient)					
Pays Bas		Pas de collecte du gaz			9	Scharff et Henson (1997)
Naurena					7	
Hollandse Brug						
Suède	Chambre de flux statique	Collecte du gaz	-0,023	335		Börjesson et Svensson (1997)
Hagby						
Suède	Chambre de flux statique				0,33	Börjesson et Svensson (1993)
Hökhuvud					-0,003	
Hogbytorp						
Tennessee, USA	Corrélation de Eddy	Pas de collecte du gaz			6,5	Myers <i>et al.</i> (1992)

Tableau 2.9. (Suite)

Localisation	Méthode de mesure	Conditions	Flux (g CH ₄ par m ² par jour)			Sources
			Min.	Max.	Moyenne (n)	
UK, USA	Chambre de flux statique	Hiver	6,10 ⁻⁴	4,3	0,048 (16)	Gregory et Skennerton, (1997) (non publié)
		Été	0,003	29,3	3,6 (10)	
		Recouvrement argileux	0,003	4,3	0,7(11)	
		Recouvrement de sable	0,005	0,025	0,01 (3)	
		Recouvrement autre	6,10 ⁻⁴	29,3	2,9 (12)	
		Âge <10 ans	6,10 ⁻⁴	4,3	0,39 (17)	
		Âge >10 ans	0,002	29,3	4,1 (9)	
		Pas de collecte du gaz	6,00 ⁻⁴	5,2	1,3 (9)	
		Collecte partielle du gaz	0,002	29,3	2,9 (11)	
		Collecte totale du gaz	0,003	0,03	0,01 (6)	

^a n valeurs sont pour des moyennes journalières (de 2 à 6 mesures de flux par jour)

^b Basé sur une moyenne géométrique des concentrations

nd : non détectable

La méthode de la chambre de flux dynamique

La chambre de flux permet de mesurer les émissions d'un constituant à l'interface de deux milieux, eau/air ou sol/air (Sebacher et Harris, 1982). Cette méthode est très utilisée pour déterminer le flux net de CH₄ ou le flux d'un autre composé à la surface d'un LES, comme présenté à la figure 2.8 (Mosher *et al.*, 1999 ; Eklund, 1992 ; Kabwe *et al.*, 2002 ; Khalil *et al.*, 1998). L'EPA suggère l'utilisation de la chambre de flux dynamique pour la mesure des flux surfaciques de façon locale (moins de 1 mètre carré) et explique dans un guide de l'utilisateur le protocole à suivre (Kienbusch, 1986).



Figure 2.8. Mesure du flux surfacique de CH_4 avec une chambre de flux dynamique

Le fonctionnement de la chambre de flux est la suivante. De l'air pur alimente la chambre à un débit donné. Le choix du débit pour l'alimentation de la chambre dépend du taux d'émission de la zone à caractériser. Un bon mélange est assuré à l'intérieur de la chambre entre l'air pur et le biogaz émis à cause de la turbulence créée par le système de distribution de l'air. Le mélange gazeux est soutiré de la chambre au même débit que celui de l'alimentation. Après un laps de temps équivalent à trois fois le temps de séjour τ du gaz dans la chambre (Park *et al.*, 2001), le mélange gazeux est récupéré pour analyse à la sortie du système. Le temps de séjour se définit comme le rapport entre le volume de la chambre et le débit d'alimentation de l'air pure. Gowing et Farquhar (1997) précisent que la chambre de flux dynamique fonctionne comme un réacteur parfaitement mélangé assurant ainsi que la concentration du mélange gazeux à la sortie de la chambre est la même que celle dans la chambre. Le flux surfacique de l'espèce i est défini par la relation suivante :

$$F_i = \frac{[i] \times Q_{\text{air}}}{\text{Surface } (S) \text{ couverte par la chambre de flux}} \quad (2.17)$$

Avec

- F_i : flux du composé i , $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$
- $[i]$: concentration de l'espèce i , $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Q_{air} : débit d'air pur alimentant la chambre, m^3/s
- S : surface couverte par la chambre de flux, m^2

Le protocole standard, lors de la mesure d'un flux avec la chambre opérée en mode dynamique, définit les opérations suivantes (Eklund, 1992).

- Établir une grille sur la surface de mesure
- Choisir de façon aléatoire au moins 6 points pour effectuer les mesures
- Prendre en note l'heure et les conditions météorologiques
- Placer et sceller la chambre de flux au sol
- Suivre l'évolution des concentrations et repérer lorsque le régime permanent est atteint
- Prendre en note la température du sol et celle du mélange gazeux dans la chambre
- Collecter les échantillons
- Retirer la chambre

2.3.3 La migration latérale

La migration latérale de gaz dans les sols adjacents est à l'origine de nombreux problèmes environnementaux comme précisé antérieurement. Nastev (1998) rapporte des cas de migration latérale à des distances de plus de 120 mètres où méthane et dioxyde de carbone se retrouvaient à des concentrations de 40% et plus. Lorsque qu'il ne s'accumule pas dans des poches de sol, il peut être émis à l'atmosphère (Christophersen *et al.*, 2001 ; Nastev, 1998). Ce chapitre décrit les facteurs et les méthodes de mesures de ce phénomène.

2.3.3.1 Les facteurs qui influencent la migration latérale

Le potentiel de migration des gaz dans les sols adjacents dépend des propriétés du sol, de la stratigraphie du milieu poreux où a lieu l'écoulement. Les failles, les fissures et l'hétérogénéité du milieu (présence de lentilles de matériaux granulaires) constituent des voies de prédilections pour la migration latérale des gaz (Nastev, 1998). Principalement l'écoulement se dirige vers les zones où la résistance est moindre. Selon Christophersen *et al.* (2001), le phénomène d'advection domine sur celui de la diffusion lors de la migration latérale des gaz. Ce phénomène est accentué après les saisons de gel et les périodes de pluies qui augmentent l'imperméabilité du recouvrement en surface en diminuant la perméabilité verticale du sol. La présence de pente et l'augmentation de la pression atmosphérique contribuent à accentuer le phénomène (Reginster *et al.*, 1997). L'utilisation de systèmes de collecte efficace et de barrières imperméables peut permettre de réduire la migration latérale. L'oxydation du CH_4 dans le sol minimise aussi sa migration latérale (Christophersen *et al.*, 2001).

2.3.3.2 Méthode de mesure de la migration latérale

Peu de méthodes de mesure existent pour quantifier in situ la migration latérale. Ward *et al.* (1996) proposent de suivre la migration latérale en implantant sur un LES et en périphérie de celui-ci des puits d'observation qui permettent de suivre un traceur radioactif injecté en un point donné. Actuellement, il n'existe pas de méthode standard pour quantifier la migration latérale dans les sols adjacents. Elle est toutefois surveillée par des puits placés en périphérie des LES.

Plusieurs modèles ont été mis sur pied pour déterminer le profil du nuage de concentration du CH_4 et du CO_2 au cours de la migration latérale. Ces modèles utilisent essentiellement l'équation de Darcy et intègrent les phénomènes de génération et d'oxydation.

Idéalement la migration latérale est négligeable. En effet, actuellement, les LES munis de dispositifs de contrôle (puits de captage, barrières imperméables) représentent des systèmes relativement fermés (Bogner *et al.*, 1997). Selon Nastev (1998), dans le cas du CESM, seule une petite fraction de gaz migre dans les sols adjacents.

2.4 L'oxydation du CH₄ dans un lieu d'enfouissement sanitaire

Des méthodes de mitigation permettent de diminuer les émissions et la migration latérale du CH₄ sans toutefois les éliminer. Deux méthodes principales existent comme le rapporte Aitchison (1993). Une des options consiste à l'implantation de système de captage actif du biogaz dans la masse de déchets, option qui sera présentée dans le chapitre suivant. L'autre alternative consiste à favoriser l'oxydation du CH₄ en CO₂ au niveau du recouvrement final. Cette méthode est moins chère et plus efficace que le captage actif dans le cas de LES de petites surfaces. Ceci est particulièrement vrai pour les vieux LES qui génèrent un biogaz moins riche en méthane et donc où la valorisation du biogaz n'est pas économiquement rentable (Bogner *et al.*, 1997). Boeckx *et al.* (1996) définissent un LES de petite surface lorsque cette dernière est inférieure à 0,5 ha. Ils définissent un LES comme vieux, lorsque les déchets y sont enfouis depuis plus de 5 ans.

2.4.1 Les mécanismes biologiques mis en jeu

Le recouvrement final d'un LES est une zone dynamique de mélange entre l'air atmosphérique et le biogaz généré dans les déchets. Les concentrations en oxygène et en azote diminuent avec la profondeur, alors que celles de CH₄ et CO₂ augmentent avec la profondeur (Nastev, 1998). Les émissions et la migration latérale de CH₄ sont partiellement réduites par la présence de bactéries méthanotrophes dans le recouvrement final en conditions aérobies qui contribuent à transformer une partie du CH₄ en CO₂ selon les voies métaboliques présentées à la figure 2.9.

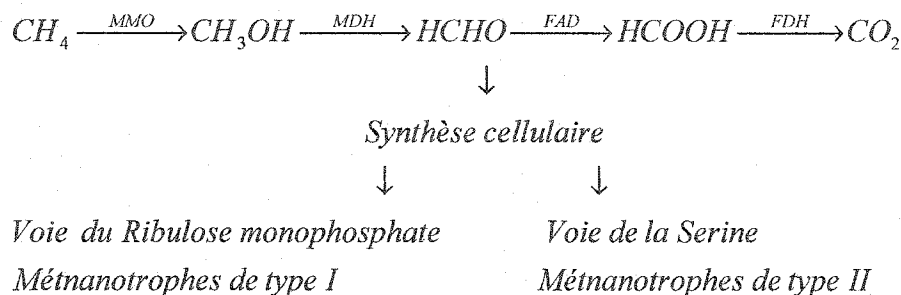


Figure 2.9. Voies métaboliques de l'oxydation du CH₄

Les bactéries méthanotrophes, bactéries gram négatifs et aérobies strictes, se retrouvent dans plusieurs environnements où le CH₄ diffuse en milieu aérobie. Ces bactéries obtiennent leur énergie et le carbone pour la synthèse cellulaire par métabolisme en réduisant le CH₄. Elles utilisent une enzyme spécifique, la méthane mono oxygénase (MMO), pour oxyder le CH₄ (Acha *et al.*, 2002 ; Bogner *et al.*, 1997 ; Pierre, 1997). Le CH₄ sert de donneur d'électrons et l'oxygène (O₂) d'accepteur d'électrons (Pierre, 1997). L'oxydation du CH₄ est amorcée par la MMO en présence de O₂ pour former du méthanol. Ce dernier sous l'action de différentes déshydrogénases est à son tour oxydé pour donner du CO₂ via des produits intermédiaires qui sont le formate et le formaldéhyde. L'assimilation du carbone chez ces bactéries peut se faire selon deux voies, dépendant du type de bactérie qui intervient. Chez les méthanotrophes de type I, l'assimilation se fait par la voie du ribulose monophosphate, alors que chez les bactéries de type II, elle se fait par la voie de la serine (Acha *et al.*, 2002).

2.4.2 Les facteurs qui influencent l'oxydation

Les taux d'oxydation observés d'un site à l'autre sont très variables comme le présente le tableau 2.10. En effet, plusieurs facteurs peuvent affecter le taux d'oxydation du CH₄ lorsqu'il migre vers l'atmosphère ou latéralement (Bogner *et al.*, 1998 ; Christophersen *et al.*, 2001 ; Stein *et al.*, 2001). Parmi ces facteurs, les fortes concentrations en CH₄ et O₂ sont celles qui ont le plus d'influence (Bogner *et al.*, 1998). Les concentrations de ces

deux composés sont directement fonction de la conductivité du sol. Acha *et al.* (2002) ont montré que, l'activité des bactéries et donc l'oxydation était influencée par la pression partielle du CO₂.

Le taux d'humidité est un facteur crucial car il influence le mouvement des gaz dans le sol et l'activité des bactéries. Le taux d'humidité optimum se situe entre 15% et 18,8% (Boeckx *et al.*, 1996 ; Bogner *et al.*, 1998 ; Haarstad, 1997).

La présence d'inhibiteur comme l'ion ammonium (NH₄⁺) diminue le taux d'oxydation (Boeckx *et al.*, 1996). D'autres facteurs comme la présence de nutriments, de substances toxiques sont autant de paramètres qui peuvent affecter, voire empêcher l'oxydation biologique du CH₄ dans le sol. Le pouvoir de mitigation des émissions par le recouvrement final peut être augmenté par l'amendement de nutriments, provenant par exemple des boues d'épurations, afin de créer un environnement favorable à l'activité des microorganismes.

L'oxydation est un phénomène exothermique et la chaleur produite peut produire l'assèchement du sol (Williams et Aitkenhead, 1991). L'augmentation de la température peut être un indicateur du phénomène d'oxydation. Boeckx *et al.* (1996) mesurent la température à 5 centimètres de profondeur lors d'expériences sur la quantification de l'oxydation. Christophersen *et al.* (2001) optent pour la mesurer à 10 centimètres de profondeur. L'optimum du phénomène se situe entre 25 et 35 °C (Christophersen *et al.*, 2001).

L'oxydation du CH₄ a été mesurée à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 70 centimètres (Stein *et al.*, 2001). La littérature rapporte plusieurs profondeurs optimales pour le phénomène pouvant varier de 20 à 60 centimètres (Bogner *et al.*, 1997 ; Börjesson et Svensson, 1997a ; Kightley *et al.* 1995). Plusieurs auteurs évaluent la profondeur optimale entre 20 et 32 centimètres (Czepiel *et al.*, 1996 ; Borjesson, 1996 ; Jones et Nedwell, 1993). Quelques valeurs des taux d'oxydation sont présentées au tableau 2.10. (Gowing, 2001) utilise dans son étude un taux de 40% pour un LES situé en Ontario. Cette valeur a été validée par plusieurs observations.

2.4.3 Les méthodes de mesure de l'oxydation

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer le taux d'oxydation. Cependant, comme il est difficile d'avoir des valeurs représentatives et reproductibles du taux d'oxydation in situ, la plus part des études quantitatives de cette variable se font en laboratoire en conditions contrôlées (Bogner *et al.*, 1997).

Sur le terrain, le taux d'oxydation peut être estimé par la mesure de la variation du flux de CH_4 à différents niveaux du recouvrement. Cette estimation peut être réalisée par la mesure du gradient de concentration de CH_4 et le calcul de la variation du flux en utilisant la loi de Fick. Toutefois cette méthode nécessite la connaissance des paramètres caractéristiques du sol. L'autre méthode consiste à utiliser la chambre de flux en mode dynamique qui donne directement la valeur du flux. Boeckx *et al.*, (1996) proposent quantifier le taux d'oxydation par le calcul de la variation du flux en surface et au niveau des déchets après avoir enlevé le recouvrement.

La chambre de flux statique peut être aussi utilisée. Elle permet de déterminer le potentiel du recouvrement à oxyder le CH_4 atmosphérique. Ce potentiel s'exprime par la mesure expérimentale de flux négatif qui correspond à une diminution de la concentration du CH_4 dans la chambre de flux au cours de l'expérimentation.

Tableau 2.10. Valeurs des taux d'oxydation retrouvées dans la littérature

Profondeur observée (cm)	Oxydation	Remarques	Sources
3 à 12	45 ^a 61 ^a	Valeur obs. Valeur calculée	Czepiel <i>et al.</i> (1996) Whalen <i>et al.</i> (1990)
20 5 à 15	7 à 50 ^b 1,1 à 70 ^a	Valeur calculée	Kightley <i>et al.</i> (1995) Czepiel <i>et al.</i> (1996)
	10 ^b 10 ^b 40 à 50 ^b 20 à 40 ^b 20 ^b 10 ^b (1,08 ⁻⁶ à 3,19 ⁻⁶) ^c (6,6 ⁻⁹) ^c (4,63 ⁻⁹) ^c (9,38 ⁻⁵) ^c (7,11 ⁻⁶) ^c (4,69 ⁻⁴) ^c (3,37 ⁻⁹ à 8,33 ⁻⁵) ^c (1,06 ⁻³ à 1,93 ⁻³) ^c (5,21 ⁻⁴) ^c	Conditions opt. O ₂ et CH ₄ exc.	Bogner <i>et al.</i> (1997) Mancinelli et McKay, (1985) Czepiel <i>et al.</i> 1996 Orlich, (1990) Aitchison <i>et al.</i> (1996) Van Amstel <i>et al.</i> (1993) US EPA, (1993) AERC, (1991) Boeckx et Van Cleemput, (1996) Bogner <i>et al.</i> (1995) Croft et Emberton, (1989) Figueroa, (1993) Jones et Nedwell, (1993) Kightley <i>et al.</i> (1995) Whalen <i>et al.</i> (1990)
0 à 32 cm 0 à 32 cm 0 à 80 cm	7,21 ^d (1,34 ⁻⁶) ^d (1,9 à 6,3) ^d (0,23 à 2,04) ^d	Valeur max. en juillet Valeur min. Valeur moy. (1992-1994) Estimation	Haarstad, (1997) Jones et Nedwell, (1993) Borjesson, (1996) Hoeks, (1983)

^a g de CH₄ par m² par jour ; ^b taux (%) d'oxydation du méthane ; ^c g de CH₄ par m² par heure ; ^d g de CH₄ par m² par seconde ; obs. = observé ; opt. = optimal ; exc. = excès ; max. = maximal ; min. = minimal ; moy.= moyenne.

2.5 Le captage du biogaz

Le captage des gaz formés dans la masse de déchets est la solution la plus efficace pour contrôler la migration de ceux-ci dans l'atmosphère, vers les sols adjacents et dans la nappe d'eau souterraine. Par exemple, les systèmes de captage actifs permettent de réduire de 80 à 90% les émissions de CH_4 dans l'atmosphère (Börjesson et Svensson, 1997b ; Mosher *et al.*, 1999). Associés aux barrières imperméables, ils représentent le moyen de mitigation le plus utilisé pour minimiser les impacts environnementaux des LES, en plus de permettre la récupération du CH_4 .

2.5.1 Description d'un puits de captage et d'un réseau de captage

Les puits de captage comprennent différents éléments (forage, tuyau, crépine, gravier, etc). Les tuyaux (figure 2.10) ont en moyenne un diamètre de 10,2 à 15,2 centimètres. Ils sont généralement en PVC ou en PEHD. Le puits, perforé à sa base (crépine) et entouré par une ceinture de gravier pour augmenter la surface d'échange, est placé dans la masse de déchets. Il est scellé en surface avec de la bentonite pour minimiser les émissions souvent élevées aux pieds des puits et surtout empêcher les infiltrations d'oxygène lorsque l'on y applique une dépression. Une valve est placée en tête de puits pour contrôler le débit et la succion appliquée. Ce dernier paramètre affecte le rayon d'influence des puits, les interactions entre puits, la qualité calorifique du biogaz (entrée d'air dans la masse de déchets) et la migration du gaz (Christophersen *et al.*, 2001 ; El-Fadel *et al.*, 2000 ; Rodriguez-iglesias *et al.*, 1999 ; Vigneault, 1999 ; Young, 1995). Quelques valeurs de rayon d'influence, souvent estimé à 30 mètres, sont présentées au tableau 2.11. Vigneault (1999) a développé un abaque pour permettre l'estimation des rayons d'influence des puits en fonction de la succion appliquée, de la profondeur du puits et du taux de génération estimé de gaz.

En tête de puits, quelques orifices permettent d'effectuer les mesures de température, pression et composition du biogaz collecté. Le débit de gaz est souvent estimé dans les puits indirectement par la mesure des vitesses du gaz en tête de puits. Des anémomètres à hélices, ou à fil chaud sont couramment utilisés pour l'estimation de la vitesse

(Hartless, 1995 ; Tanaka *et al.*, 1997). Tanaka *et al.* (1997) réalisent la mesure à 40 centimètres de la tête du puits sur une période de 30 secondes pour tenir compte des fluctuations de la vitesse dans le puits. La mesure est réalisée au centre de la conduite car ces auteurs n'ont observé que peu de différence entre le centre et les parois de la conduite.

Compte tenu de l'importance de la variation de la pression atmosphérique sur la migration du gaz, plusieurs auteurs mentionnent l'intérêt de moduler les puits en fonction de ce paramètre environnemental (Prosser *et al.*, 1999 ; Reginster *et al.*, 1997) et soulignent l'importance de la distribution des puits sur le site (Catalunya *et al.*, 1999). Toutefois, de façon générale, les puits sont modulés en fonction de certains critères. L'EPA (1996) suggère de moduler les puits de telle sorte que : des pressions négatives y soient maintenues; la température du biogaz soit inférieure à 55 °C; la concentration volumique en oxygène y soit inférieure à 5%; la concentration volumique d'azote y soit inférieure à 20%. La SWANA (1997) propose des valeurs cibles de concentration du méthane aux puits en fonction d'objectifs visés.

L'ensemble des puits de captage reliés entre eux constitue, avec le système de soutirage (compresseurs), le réseau de captage. La conception d'un réseau de captage doit permettre de capter le maximum de gaz et doit avoir des coûts de construction et fonctionnement minimum.

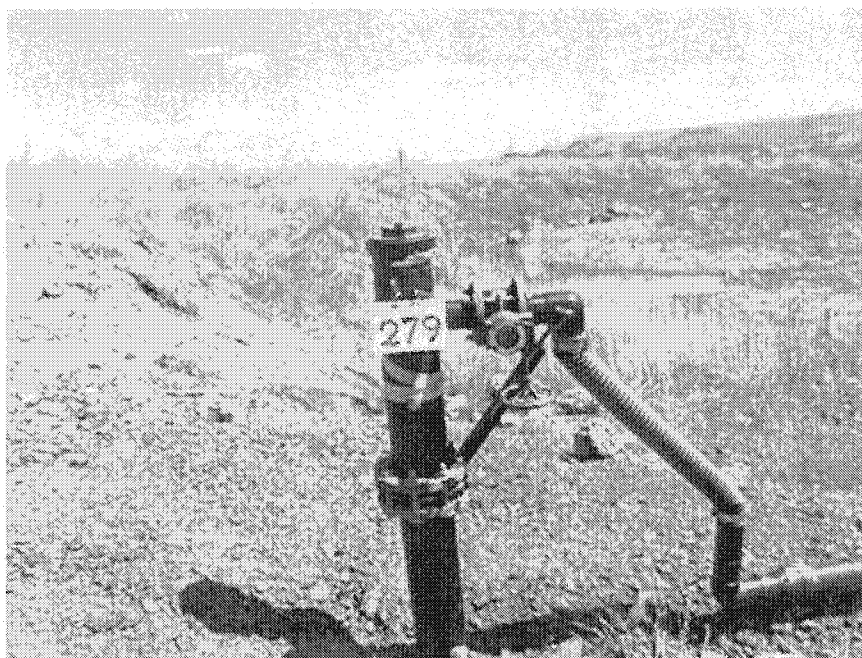


Figure 2.10. Puits de captage

Tableau 2.11. Taux d'efficacité et rayon d'influence des puits de captage tiré de la littérature

Nature du recouvrement et informations sur les puits	Efficacité du captage (%)	Rayon d'influence (m)	Remarques	Sources
Recouvrement imperméable	100	-	LES imperméabilisé	Van Zanten et Scheepers, (1995)
		22,1 à 33,5		Lee <i>et al.</i> (1995)
	75 à 80			El-Fadel <i>et al.</i> (1997)
	50	20	Hypothèses	Martin <i>et al.</i> (1997)
Recouvrement finalisé sur 5 à 10% du site mais bonne distribution des puits de captage	90	23 à 30,1	Hypothèse et estimation	Nastev, 1998

Tableau 2.11 (suite)

Nature du recouvrement et informations sur les puits	Efficacité du captage (%)	Rayon d'influence (m)	Remarques	Sources
Couche argileuse	70	-	Basé sur des mesures	Oonk (1995)
Bentonite saturée	90	-	Estimé	
20 m de sol et couche d'argile	60		Estimé	
Couche argileuse, système de captage entravé par un haut niveau d'eau dans les déchets, cellule à faible pente	45		Estimé	
Déchets anciens couverts avec une couche argileuse	75		Estimé	
Bentonite	65		Estimé	
Faible densité de puits	20		Estimé	
LES imperméabilisé	95		Estimé	
Recouvrement imperméable, forte migration latérale (pente raide et non couverte)	60		Estimé	
Déchets anciens peu profond et couverts	90		Estimé	
Recouvrement peu argileux	55		Estimé	

2.5.2 Méthodes d'estimation du rayon d'influence des puits de captage

Le rayon d'influence peut se définir comme la zone où un puits peut capter le gaz généré. C'est un paramètre important qu'il est devenu souhaitable de quantifier afin d'optimiser le captage du gaz. Deux méthodes de détermination du rayon d'influence sont présentées ci-dessous, la méthode de Lofy et le test 2E de L'EPA. Vigneault (1999) en fait une description détaillée.

2.5.2.1 Méthode de Lofy

Les expériences menées par Lofy (1983) ont permis de tirer de nombreuses conclusions quant au mouvement des gaz dans la masse de déchets et des rayons d'influence des puits de captage. Ces expériences consistent essentiellement à suivre la variation de pression dans trente sept puits d'observation placées autour de trois puits d'extraction soumis à différentes valeurs de succion.

Cette méthode a permis de montrer comme le rapporte Vigneault (1999) que :

- Lorsqu'il n'y a pas de pompage, il existe dans la masse de déchets des zones de pressions positives ou négatives. De plus ces zones se déplacent en fonction des conditions externes.
- Lorsque des succions sont appliquées aux puits, des zones d'influence des puits apparaissent. Ces zones sont fonction de la pression atmosphérique, de la succion appliquée, du taux de pompage appliqué *versus* le taux de production de gaz, de la disponibilité du gaz, du mouvement de l'eau vers le puits, des chemins préférentiels et d'autres variables mineures.
- La migration du gaz vers les puits se fait selon des couches horizontales et que la zone d'influence d'un puits s'apparente plus à un ellipsoïde qu'à une sphère.
- Les débits aux puits, pour une modulation donnée, varient de façon significative du fait des fluctuations de la pression atmosphérique.
- Après l'arrêt du pompage aux puits, le gaz continue de migrer vers ce dernier. Ce phénomène peut durer jusqu'à quelques heures.

2.5.2.2 Méthode de l'EPA

Le test 2E mis au point par l'EPA permet de déterminer le rayon d'influence des puits de captage selon le même principe que la méthode de Lofy. Il permet avant tout de déterminer le taux de génération de CH_4 . En effet, pour un volume de déchet contenu dans un cylindre de rayon égal au rayon d'influence du puits et de hauteur équivalente à la hauteur efficace du puits, il est possible de déterminer la quantité de CH_4 produite

pour un volume calculé de déchets. Vigneault (1999) précise que ce test est moins précis que le test de Lofy pour la détermination du rayon d'influence. Selon Huitric et Soni (1997), il ne permet pas de mesurer le taux génération de CH_4 , sauf par chance.

**CHAPITRE 3: CALIBRATION OF MONTREAL'S MSW LANDFILL
GENERATION METHANE MODEL BASED ON FIELD MEASUREMENTS
AND METHANE MASS BALANCE**

Reference: Bruno Fécil, Martin Héroux and Christophe Guy (2003): "Calibration of Montreal's MSW landfill generation methane model based on field measurements and methane mass balance", Submitted to *The journal of the Air & Waste Management Association*.

3.1 Abstract

The anaerobic degradation of organic matters buried in landfill sites leads to the production of a gas mainly composed of methane and carbon dioxide. This gas is usually designated as landfill gas (LFG). To mitigate potential environmental impacts and produce energy, LFG is commonly recovered. There are many advantages to estimate produced quantities of LFG and methane. For example, it can be used to determine the efficiency of a LFG collecting system. In this paper, a first order decay model for methane generation is successfully validated and calibrated with annual collected gas data and LFG collecting system efficiency is determined using a methane mass balance. This methane mass balance takes into consideration quantities of methane collected, oxidized in the final cover and emitted to the atmosphere. For every components of the mass balance, methods and protocols have been developed or adapted from existing ones and tested on Montreal's MSW landfill. With the flux chamber method, the cover oxidation potential was estimated at 43%. The average collection well efficiency was equal to 98%. The first order model parameters are $0,0427 \text{ year}^{-1}$ for the CH_4 generation constant (k) and 85 m^3 of methane per ton of waste for the CH_4 generation potential (L_0).

3.2 Introduction

Landfilling is one of the most adopted technologies for municipal solid waste (MSW) disposal. Landfill gas (LFG), generated by MSW landfill sites, pollute the environment. However, LFG does not solely represent a harmful source effect; it can also be used for energy production. Taking into account the benefit that it can generate and its negative effects on environment, it is common to recover LFG with appropriate collection systems. For this purpose and to improve LFG management, landfill operators need predictive tools to estimate the LFG production.

In this paper, a method is developed to validate and to calibrate a first order decay model to simulate methane (CH_4) generation at Montreal's landfill site. This method consists of

NOTE TO USERS

Copyrighted materials in this document have not been scanned at the request of the author. They are available for consultation in the author's university library.

66-78

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]

provided a good solution to minimize wind effect on CH_4 concentration measurements. CH_4 flow was estimated with a dynamic flux chamber as suggested by EPA.

3.4.1.1 Materials and methods

Dynamic flux chamber

In the current study, the flux chamber used (figure 3.1) is out of Plexiglas. It has a volume of 50 liters, an internal diameter of 50 cm and covers a surface on the ground of 0,2 square meters.

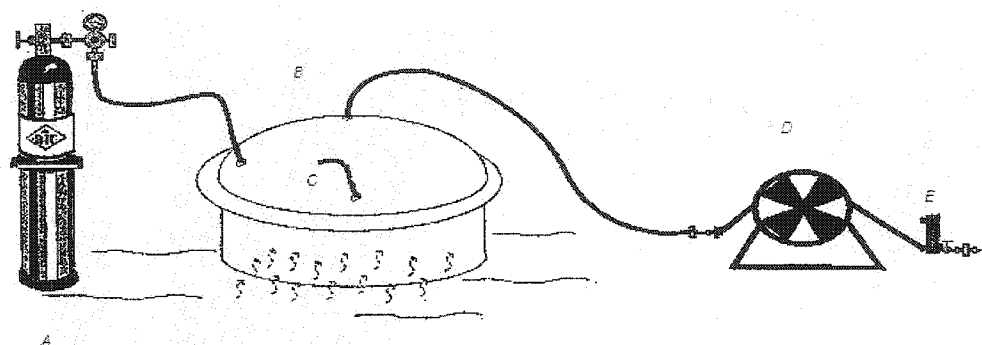


Figure 3.1. Schematic of flux chamber experiment

A: Pure air

B: Flux chamber

C: Measurement place of CH_4 concentration in the flux chamber

D: Pump

E: Rotameter

Measurements with the flux chamber were carried out at a wind speed lower than 16 km/h (4,5 m/s) to minimize uncertainties (Pokryszka *et al.*, 1995; Savanne *et al.*, 1997). The surface methane flow is determined by measurement of the methane concentration ($[\text{CH}_4]$) in the chamber, sealed on the ground with bentonite, after passing pure air for a duration time equivalent to three times the residence time of the gas mixture in the

chamber. The methane concentration was measured directly in the chamber with a portable FID assuming that it behaves as a completely mixed reactor (Gowing et Farquhar, 1997). Residence Time Distribution measurements performed on the flux chamber with a radioactive argon tracer and a set of radioactivity detectors have confirmed this hypothesis. The detection limit of the FID used to determine CH_4 concentration is 0,5 ppmv. The temperature was also measured in the chamber with a thermometer. The pure air flow (Q_{air}) in the flux chamber was fixed at $0,01\text{m}^3/\text{minute}$. The methane flow (F) value is given by equation (3.3).

Instantaneous surface monitoring method (ISM)

The ISM method, as presented in the section on the surface methane emissions, was adopted to locate the surface methane emissions. This method was adopted because it requires less logistics and time than ISS method and it is adapted better to this study.

Funnel

The funnel is made of polyvinyl chloride (PVC). Its volume is 4 liters, it has an internal diameter of 25 cm and it covers 0,05 square meters area. Methane concentration measurements were made directly by inserting the FID into the hole at the top of the funnel. The funnel is used to minimize the wind effects on methane concentration as they appear when measurements are made following the instantaneous surface monitoring method.

The methane concentration evolution in the funnel was followed during laboratory measurements on an experimental set-up simulating a landfill in order to determine the most suitable duration for measurements in the funnel. For various emission rates the CH_4 concentrations change proportionally in the funnel. For practical reasons, sampling time with this method was fixed at 2 minutes for field measurements. Indeed, after 2 minutes a significant detectable CH_4 concentration with the FID is observed in the funnel.

3.4.1.2 Meteorological data

Meteorological data regarding relative humidity, wind speed, daily temperature and barometric pressure were measured on an hourly basis by the meteorological station located directly on the landfill site.

3.4.1.3 Method description

The method consists to set up correlations between methane concentrations on the ground by the ISM or funnel method and methane flow as measured with the dynamic flux chamber. To establish these correlations, the methane flow range is scanned using the results of the first screening by the ISM method. The correlations are set up with a minimum of 30 points to obtain unbiased correlations. The measurements are carried out during various days where the experimental conditions are appreciably the same ones.

The methane concentration is measured after 15 minutes with a portable FID in the chamber. Each measurement in the chamber is immediately followed by measurements using the ISM method and the funnel at the same location. In order to characterize the emissions on a surface, measurements are carried out at the nodes of a grid and at different points with strong emissions as identified during the screening phase, with the ISM method. All measurements are carried out whereas meteorological data (temperature, pressure, relative humidity, speed and direction of the wind) are recorded by the CESM meteorological station.

3.4.2 Methane oxidation rate measurement and estimation

The method developed to quantify oxidation rate is based on the method suggested by Boeckx *et al.* (1996). They proposed to measure the variation of methane surface flow on the top cover then directly on the waste buried with a static flux chamber. In this study, the dynamic flux chamber is used to estimate the oxidation by methane flow measurement at various depths. Several authors evaluate the optimal depth between 20 and 32 centimeters (Czepiel *et al.*, 1996; Börjesson et Svensson, 1997c; Jones and

Nedwell, 1993). The choice of the depths to make methane flow measurement is based on these authors' work.

Methane rate oxidation determination uses the same methods and materials used for measurement of the CH₄ surface flow. CH₄ surface flow is successively measured on the top of the cover, at 20 cm depth then close to 35 cm (figure 3.2). During experiments, the temperature of the ground is measured at 5 cm depth.

The total oxidation rate for the zone studied is estimated by using relation (3.4) established by Czepiel *et al.* (1996) where "n" represents the samplings number realized to determine the methane rate oxidation at a given point. The experiments were made at 12 distinct locations (n=12) during four different days in April 2003 with almost the same weather conditions. Methane rate oxidation determination makes it possible to estimate CH₄ gross flow defined as CH₄ flow where CH₄ is not oxidized yet.

$$OX = \frac{\sum_{i=1}^n F_{oxCH_4}}{\sum_{i=1}^n F_{grossCH_4}} \times 100 \quad (3.4)$$

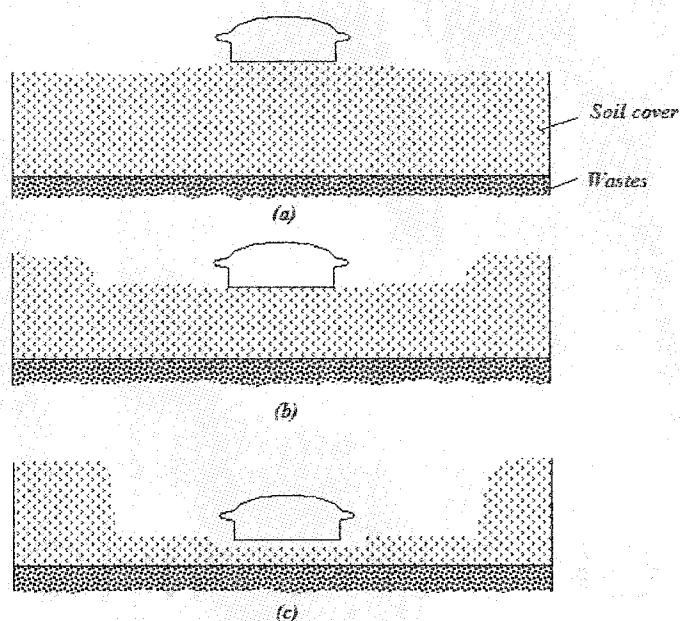


Figure 3.2. Methane flux measurement at various depths

(a) $z = 0$ cm ; (b) $z = 20$ cm ; (c) $z = 35$ cm

3.4.3 Measurements of methane collected and wells collection efficiency

The methane mass flux estimation through gas collection well are measured with a propeller anemometer MiniAir20 (Schiltknecht) placed at the vicinity of the well center. Holes localized at 35 cm of the top of the well were used to make measurements. They were carried out according to a protocol developed following laboratory tests and aiming to estimate and minimize errors on measurements.

Gas composition, temperature and pressure, within wells, are measured using a landtech GEM 500, specially designed for this application. These two types of measurements make it possible to determine the methane flows starting from the properties of the methane taken under the conditions, temperature and composition in the well.

3.4.4 Methane generation modeling and calibration

The E-plus software and Huitric and Soni (1997)'s model developed on Excel software were used for modeling methane generation at the Montreal MSW landfill. In both cases, a first order decay model with one phase was used. As the literature shows, this kind of model is adapted to the simulation of methane production. Moreover it has only two kinetic parameters to calibrate. A methane mass balance was used to determine wells collection efficiency as shown previously. The method described by Huitric and Soni (1997) was used to calibrate the two parameters of the model starting from the annual data well collection corrected with the average methane efficiency, in order to estimate methane quantity generated annually. The main difference between these models is that E-plus software uses an average annual waste acceptance rate, whereas Huitric and Soni (1997)'s model uses a real annual waste acceptance rate. Lo and k values were estimated through a trial and error procedure until the modeled methane flow equals the actual flow.

3.5 Results

3.5.1 Measurements of net methane emissions

3.5.1.1 Correlations between CH₄ concentrations on the ground and CH₄ flow

According to sampling conditions presented in section 3.4.1.3, the correlations between methane surface emissions and methane concentrations in the funnel or on the ground by the ISM method were established for each day of measurements. Figure 3.3 and figure 3.4 show respectively the correlations obtained on October 8th, 2002 and October 9th, 2002.

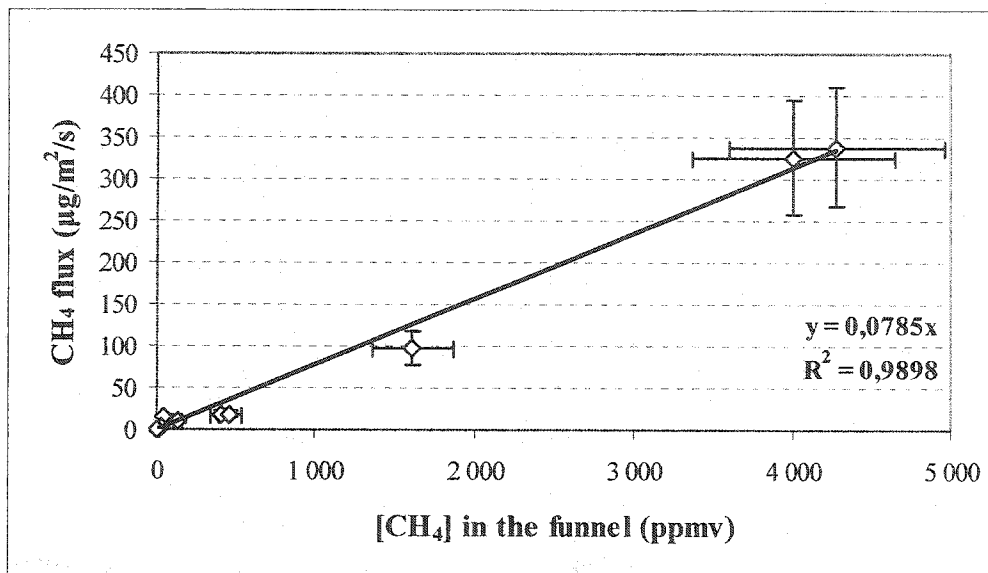


Figure 3.3. Correlation between $[\text{CH}_4]$ in the funnel and methane flux

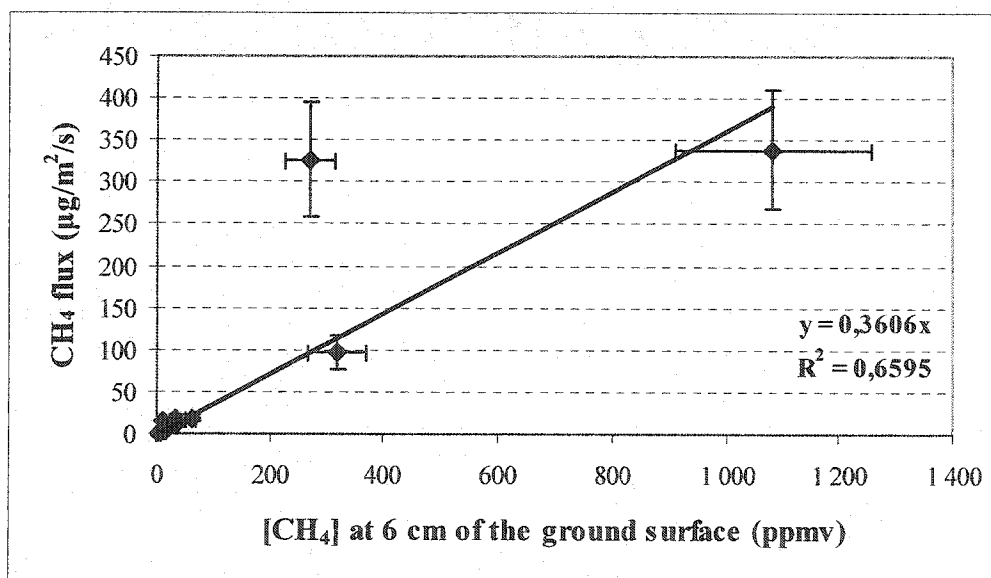


Figure 3.4. Correlation between $[\text{CH}_4]$ on the ground surface and methane flux

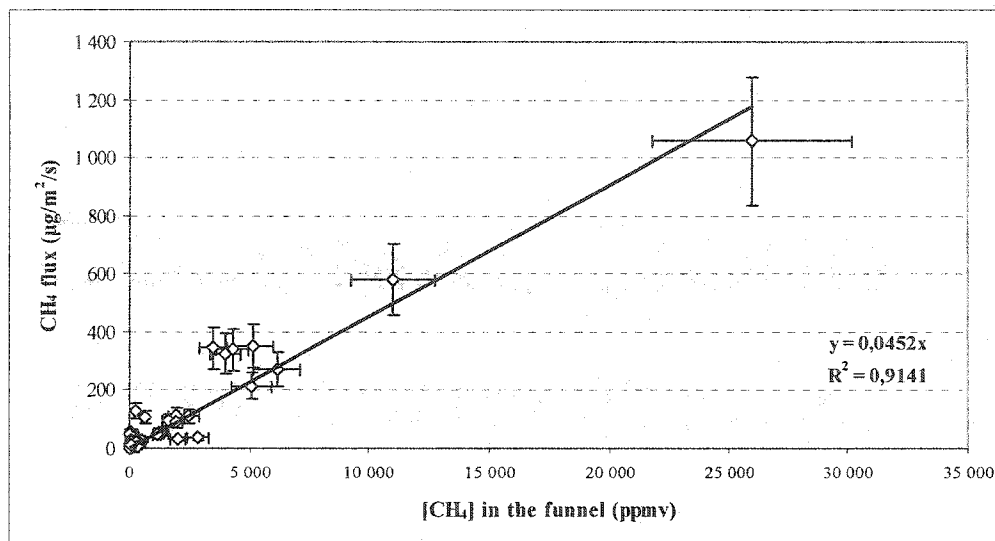


Figure 3.5. Correlation between $[\text{CH}_4]$ in the funnel and methane flux

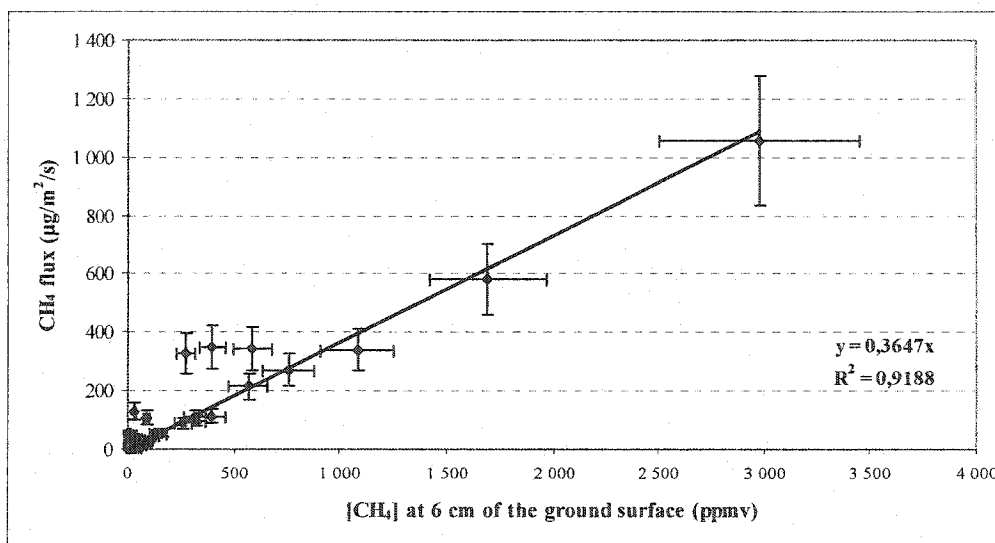


Figure 3.6. Correlation between $[\text{CH}_4]$ on the ground surface and methane flux

For each sampling day and for wind velocities lower than 16 km/h, a linear correlation was found for the two types of techniques used (see figures 3.3 and 3.4).

Correlations were studied for various days during two years (see figures 3.5 and 3.6). These correlations were made for different ground characteristics (dry, wet), for different atmospheric pressures, for cloudy sky or not, for different outside temperatures and humidities. The methane concentrations in the funnel (x_1) after 2 minutes were correlated with methane surface emission (Y). The equation $Y = 0,0452 x_1$ was obtained with a determination coefficient $r^2 = 0,9141$ (see figure 3.5). In the same way, the methane concentrations on the ground measured according to ISM method (x_2) were correlated with surface methane emission with the followed equation $Y = 0,3647 x_2$ and $r^2 = 0,9188$ (see figure 3.6).

Table 3.2 shows statistical analysis of correlations presented in figures 3.5 and 3.6. The t and p values show that there is a good correlation between the couples of variables (Y, x_1) and (Y, x_2) (Bowker *et al.*, 1965).

Table 3.2. Statistical analysis of the correlations presented at figures 3.5 and 3.6

X, Y	Mean	Std. Dv.	r(X,Y)	r ²	t	p	n
[CH ₄] in the funnel (ppmv)	567,9	2449,7	0,956	0,914	40,45	0	154
CH ₄ flux (µg/m ² /s)	35,4	113,0					
[CH ₄] on the ground (ppmv)	82,2	309,4	0,959	0,919	40,81	0	154
CH ₄ flux (µg/m ² /s)	35,4	113,0					

3.5.1.2 Applications

In order to set up correlations, statistics define a minimal number of 30 observations to be realized. In order to satisfy this requirement, the correlations will be established over several days.

For standard days, the use of correlations makes it possible to reduce the number of measurements with the dynamic flux chamber by correlating a measurement of methane concentration on the ground (measurement in funnel or by the ISM method) to a surface methane emission. From measurements with the methods carried out on the nodes of the grid and for highest methane emission points or zones determined using the ISM method

during the screening step, emissions for the studied zones were estimated for various days by the kriging method with the Surfer 7 software (figure 3.7). The variogram models parameters retained for kriging were chosen to minimize errors between the measured and modeled values for all sampled points on the zone. During the campaign several variograms were tested. The tested variograms model was the nugget effect model, linear model, exponential model, logarithmic model and spherical model. The surface integration allows the estimation of the quantity of methane escaping from the zone per unit of time.

Table 3.3. Methane flows for studied zones

Method	Sampling day	Area	CH ₄ net flow ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$)	Net CH ₄ emission ($\mu\text{g}/\text{s}$)
Funnel	27-08-2002	A	2,24	35 885 $\pm$ 7 536
Funnel	04-09-2002	B	7,60	121 623 $\pm$ 25 541
Funnel	18-09-2002	C	20,60	74 151 $\pm$ 15 572
ISM	18-09-2002	C	21,31	76 731 $\pm$ 16 113
Funnel	08-10-2002	C	6,29	22 630 $\pm$ 4 752
Funnel	09-10-2002	C	6,20	22 337 $\pm$ 4 691
ISM	12-11-2002	C	8,24	29 659 $\pm$ 6 228

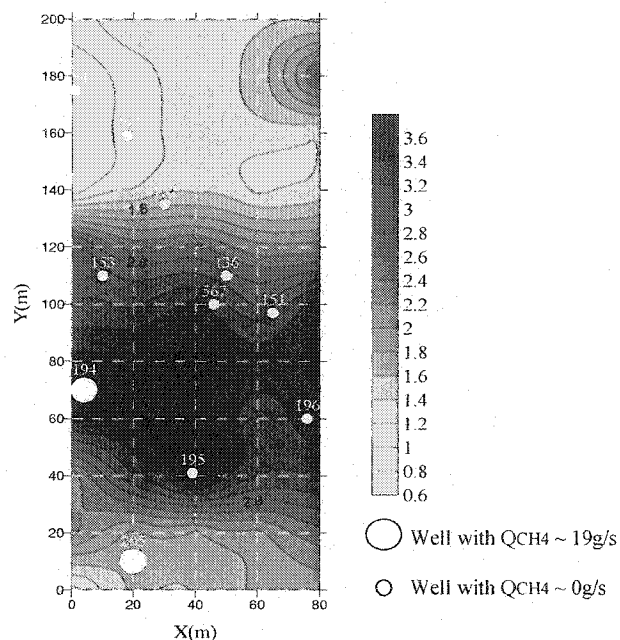


Figure 3.7. Methane flux chart for area A ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$)

The methane flow measured under various weather conditions for the area C, using the developed method, is presented at table 3.4.

Table 3.4. CH_4 flow at sector C for various weather conditions

Date	Total net flow ($\mu\text{g}/\text{s}$)	Mean pressure (kPa)	Mean wind speed (km/h)	Mean relative humidity (%)	Mean air temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Soil aspect	Overcast
18-09-02	74151	101,635	6,8	61,0	5,3	dry	30%
08-10-02	22630	102,315	7,8	58,4	5,1	dry	5%
09-10-02	22337	102,455	7,5	60,9	6,8	dry	100%
12-11-02	29659	101,755	5,3	74,1	6,7	wet	—
14-11-02	215199	101,075	9,9	75,0	5,3	wet	75%
20-11-02	209538	101,445	15,8	84,2	5,5	wet	—
27-11-02	175080	101,855	8,9	61,4	-3,4	wet	15%
15-04-03	56434	100,065	6,4	64,3	16,6	wet	5%

3.5.2 Methane oxidation rate measurement and estimation

During the experiments the temperature of the ground varied between 10 and 13 °C. The CH₄ oxidation rate for the area C, estimated at depth between 20 and 35 cm using the relation (3.2) is 43%. This value is in the range of the values found in the literature. The range of methane oxidation rate measured at each point is between 12% and 49% and the average methane oxidation rate is 32%. The standard deviation is equal to 13%.

3.5.3 Measurements of methane collected and wells collection efficiency

The wells efficiency at a given area is calculated by a methane mass balance. The wells efficiency is determined assuming that methane generation is equivalent to the collected quantities, added with the quantities of methane emitted to the atmosphere and oxidized in the soil cover with an oxidation rate equal to 43%. Moreover, the assumption that globally, wells have influence only over the area where emissions and oxidation measurements were done. Well collection efficiency results are presented in table 3.5.

Table 3.5. Determination of collection well efficiency

Date	Area	CH ₄ net flow (g/s)	CH ₄ gross flow (g/s)	CH ₄ collected (g/s)	CH ₄ generated (g/s)	Collection efficiency (%)
27-08-02	A	36*10 ⁻³	62*10 ⁻³	31,960	32,023	100
04-09-02	B	122*10 ⁻³	213*10 ⁻³	19,965	20,178	99
18-09-02	C	74*10 ⁻³	130*10 ⁻³	9,274	9,404	99
08-10-02	C	23*10 ⁻³	40*10 ⁻³	11,870	11,910	100
09-10-02	C	22*10 ⁻³	39*10 ⁻³	11,871	11,910	100
12-11-02	C	30*10 ⁻³	52*10 ⁻³	7,820	7,872	99
14-11-02	C	215*10 ⁻³	378*10 ⁻³	7,820	8,201	95
20-11-02	C	210*10 ⁻³	368*10 ⁻³	7,823	8,191	96
27-11-02	C	175*10 ⁻³	307*10 ⁻³	7,823	8,131	96
15-04-03	C	56*10 ⁻³	99*10 ⁻³	3,040	3,139	97

3.5.4 Methane generation modeling calibration

The wells collection data allow determining by regression constant k , as presented at figure 3.8. Nastev (1998) used the same approach to determine k and L_0 values for Montreal's sanitary landfill site. With 10 years of collection data, the estimation of parameter k gave a value equal to $0,0427 \text{ (year}^{-1}\text{)}$. The coefficient of determination equal to 0,9279 testifies to the strong correlation established between the quantities of generated LFG and time. Determination of the L_0 parameter carried out using a trial and error process with two approaches using the following:

- No methane lateral migration ;
Lateral methane migration was neglected due to the aggressive LFG collection policy at the site as testified by the high oxygen percentage in the LFG.
- No methane accumulation ;
Taking into account the landfill age, it can be assumed that it is in steady state conditions and thus that methane accumulation can be neglected.
- Methane oxidation rate is equal to 43% as measured;
- The well coefficient efficiency is 98% as determined by a methane mass balance;
- More than 75% of collection wells operate.

The L_0 value found with the E-plus software is equal to 78 m^3 methane per ton of waste (figure 3.9). The same approach was used with a first order decay model using Huitric and Soni's model. In this approach, the actual annual rate was used to simulate methane generation contrary to E-plus software where an average one was used. The L_0 value found is equal to 85 m^3 methane per ton of waste for the same k value determined previously (figure 3.10).

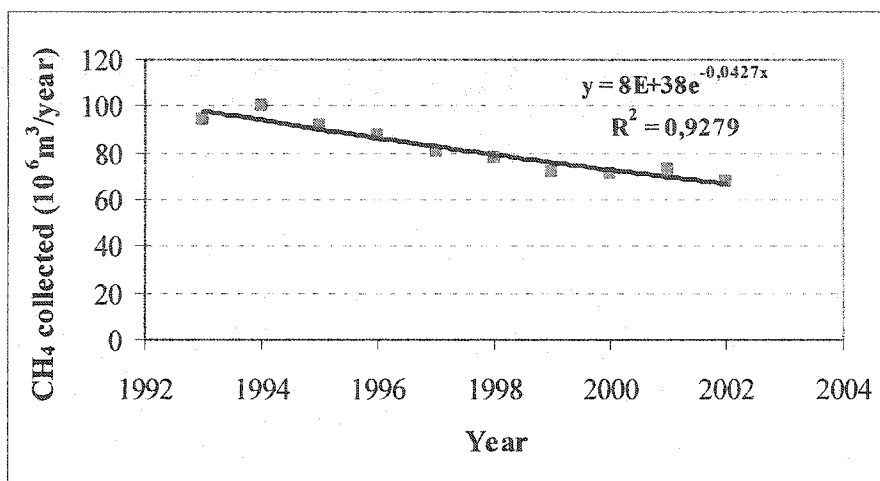


Figure 3.8. Determination of methane generation rate (k) by regression

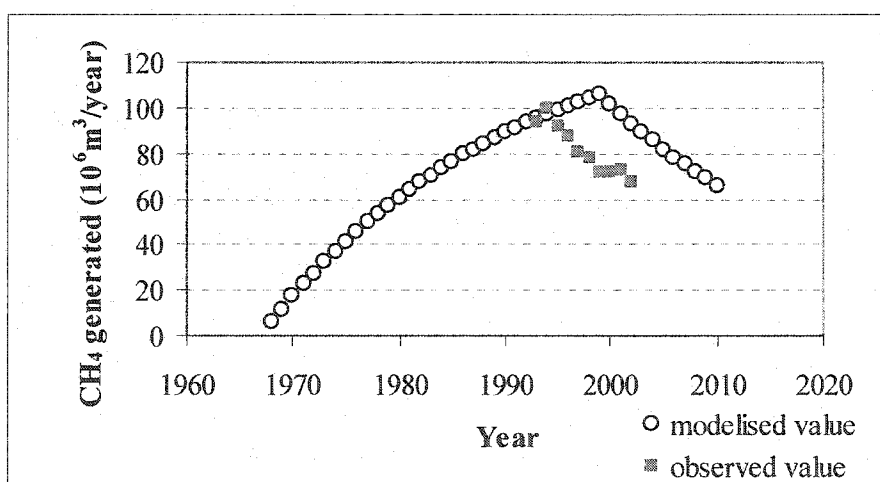


Figure 3.9. Cumulative methane production simulated with E-plus software

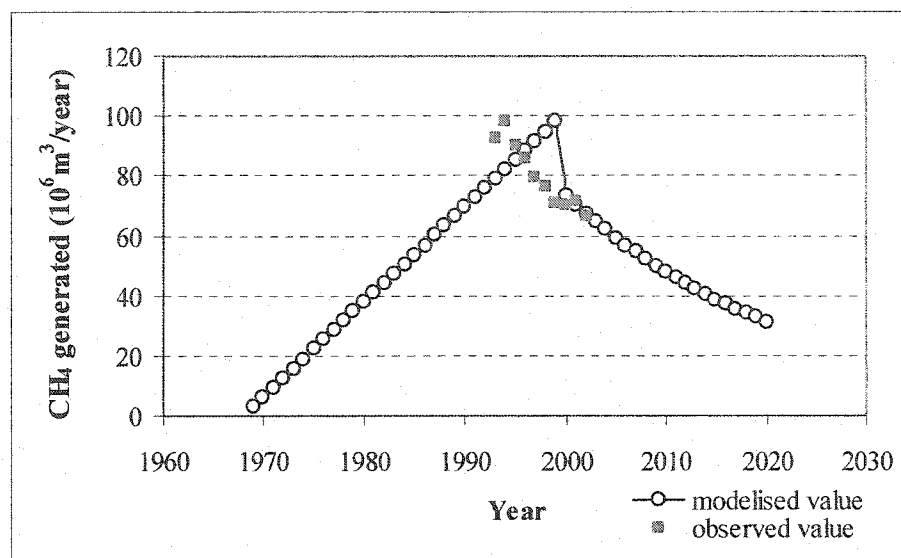


Figure 3.10. Cumulative methane production simulated with Excel software

3.6 Discussion

According to table 3.2, there is a good correlation between CH_4 concentrations measured on the ground with the funnel or with the ISM method and CH_4 flows estimated with the dynamic flux chamber. The two correlations give roughly the same whole emission for the same surface and the same day as observed for September 18th, 2002 (table 3.3).

Table 3.3 presents some methane emissions determined for studied zones of the CESM site. For example, methane whole emission was estimated at $(35,88 \pm 7,54) \cdot 10^{-3}$ g/s for area A. The emission is lower for this area. This zone with a final cover is older and generates less methane than other zones of the site. For area B, methane emission is 3,4 times greater than methane emission on area A. In general and according to table 3.3, CH_4 flows are higher for younger zones with less covering.

According to table 3.4, emissions are generally higher for area C during November. During other months, the emissions are less. Indeed, the methane emissions are affected by several factors, from which the most significant are the atmospheric pressure and the

soil humidity. During November oxidation is slowed down or stopped. These observations are a consequence of biological activity in the cover that is more intense during the hotter months of April, September and October. Boeckx *et al.* (1996) noticed the same phenomenon.

The developed method makes it possible to appreciate the temporal and spatial variation of methane surface emissions, and analyze the individual effect of parameters making a lot of measurements on methane emission under various experimental conditions.

According to table 3.5, the collection well efficiency varies between 95 and 100% and the average is equal to 98%. A study of sensitivity on the methane oxidation rate for the typical observed range (0% and 70%) shows the weak influence of this parameter on the collection well efficiency. For methane oxidation rate between 0% to 70%, the average collection well efficiency was between 100% to 96%. It does not seem necessary in the future studies quantify the methane oxidation to calibrate parameters of methane model generation at the CESM landfill site or at any site with a high collection efficiency

According to results presented on table 3.3, table 3.4 and table 3.5 for area C on October 8th, October 9th and November 11th 2002, CH₄ flows are larger when the soil is dry and when the atmospheric pressure is lower. As presented in literature, CH₄ diffusion coefficient is higher in air than in water. Moreover, atmospheric pressure is known as an important environmental factor which influences CH₄ emissions from landfills. When atmospheric pressure is low, CH₄ emissions are generally higher.

According to results presented on table 3.4 and table 3.5, the wells efficiency seems to be larger on covered area and when the average atmospheric pressure is high or when the soil is wet. These conditions are favorable to minimize methane emissions. Nastev (1998) obtained similar results at Montreal's MSW landfill. However, the differences observed between the collection system efficiency, from an area to another, are rather weak. Thus, for the studied site, covering does not seem to be a factor which influences

widely the system collection efficiency. The computed values are higher than the typical values found in the literature, even if these values are often estimated. This result obtained is consistent with low CH₄ emissions observed on the Montreal's MSW landfill and with the very aggressive suctions applied on the wells to minimized atmospheric and lateral migration at this landfill.

The LFG's collected quantity decrease, observed over 10 years of data, is assumed to be ascribable to the reduction of LFG production.

The models overestimate or underestimate the amount of methane generated (figure 3.9 and figure 3.10). The best values found for (k ; Lo) for the methane generation is equal to (0,0427;78) with E-plus software and (0,0427; 85) with using Huitric and Soni (1997)'s model. Nastev (1998) found in his study the following values (0,055; 96,4) for the same site. Although Lo values are almost the same using an average with the E-plus model or a real annual waste acceptance rate with the Huitric and Soni (1997)'s model. But the second approach makes it possible to appreciably obtain better results, where predicted values are fitted better with observed values because it uses real annual waste acceptance rate. Since May 2000, municipal solid wastes are no longer landfilled at this site. That explains the important decrease of methane generation rate observed with the Huitric and Soni (1997)'s model (figure 3.10).

3.7 Conclusion

The methane generation model calibration was carried out with a methane mass balance used to determine the collection well efficiency. Methods were developed to measure methane surface flow. Methane oxidation rate was estimated using a method adapted from Boeckx *et al.* (1996)'s work and several results from literature on this topic. The mass balance method, carried out on C area, made it possible to determine wells collection efficiency. The main conclusions are summarized below.

Correlation between dynamic flux chamber measurements and funnel and or ISM method can make possible the estimation of net surface methane emissions. By characterizing the range of methane emission for a surface by the dynamic flux chamber, correlations with methane concentrations on the ground measured with the funnel or by the ISM method were established. Correlations were good and allowed to have rapidly enough measurements to draw up the methane emission chart with the kriging method. The two correlations give the same results, even if measurements with the funnel show a higher accuracy because this method minimizes the wind effects. For field measurements, 30 sampling points are shown to be statistically enough to set up the correlation. However, fewer points could be selected if variables follow a normal distribution. The choice between the two methods of methane concentrations measurement on the ground to set up the final correlation depends on several elements; for sites with low methane emission (old sites or with aggressive LFG collecting system), the funnel method is suggested; whereas for younger sites, where methane emissions are higher, the ISM method is suggested.

The simple logistics and the low sampling time requirements of this method allow undertaking frequent campaigns and multiple measurements over an extended surface, thus enabling a better characterization under various weather conditions of the methane site emissions. This technique decreases significantly time and labor investment and provides an adequate estimation of large area emissions with the added benefit of characterizing the spatial distribution of these emissions.

The adapted method for methane oxidation rate measurement in situ appreciates the cover oxidation potential. This biological process reduces significantly methane flow to atmosphere. At Montreal's MSW landfill this value was estimated at 43% in April 2003. However, it could be greater during summer.

The CH₄ mass balance method could help landfill operators to determine the collection well efficiency. The determined average value at Montreal's MSW landfill is equal to

98%. Sensitivity analysis on methane oxidation rate in the cover soil showed that this parameter does not influence significantly the collection well efficiency for this landfill. Moreover, for the CESM landfill site, covering does not seem to be a factor which influences widely the system collection efficiency

Finally, this study made it possible to validate the use of a first order decay model to describe the methane production. The approach presented by Huitric and Soni (1997) can be retained for methane generation modeling at the Montreal's MSW landfill. The calibrated parameters are $0,0427 \text{ year}^{-1}$ for k and 85 m^3 of methane per ton of waste for L_0 .

CHAPITRE 4: CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

4.1 Conclusions

Le principal objectif de ce projet de recherche a consisté à valider et à calibrer un modèle de génération du CH_4 pour le Complexe Environnemental de Saint-Michel à partir de mesure sur le terrain. Il a eu aussi pour objectif de mettre au point des méthodes et des protocoles pour estimer la valeur des émissions surfaciques du CH_4 , du taux d'oxydation CH_4 et des quantités de CH_4 collectées sur un LES. Ceci a permis de

déterminer en utilisant un bilan de matière l'efficacité du système de captage du biogaz, donnée utilisée lors de la calibration d'un modèle de génération du méthane.

Des études antérieures montrent que le modèle d'ordre un à une phase est particulièrement adapté car il reflète les observations rapportées par de nombreux propriétaires de LES. L'application de ce modèle est simple et il n'existe pas de différences significatives entre ce type de modèle et les modèles plus sophistiqués. Pour calibrer les deux paramètres du modèle, des travaux précédents montrent que les données annuelles des quantités de CH_4 captées peuvent être utilisées. Pour ce faire, un facteur d'efficacité est pris en compte pour ajuster ces données et ainsi tenir compte du fait que, la totalité du CH_4 produit n'est pas captée. Afin de déterminer le taux d'efficacité du captage, un bilan de matière sur le CH_4 a été réalisé à différentes périodes, sur différents secteurs du site. Le bilan de matière portait sur les émissions à l'atmosphère du CH_4 , la quantification du CH_4 oxydé dans la partie aérobie du sol et les quantités de CH_4 collectées aux puits. À partir des résultats présentés, plusieurs conclusions ont pu être tirées :

1) La mesure du flux surfacique :

- La chambre de flux en mode dynamique fonctionne comme un réacteur parfaitement mélangé ce qui permet de réaliser les mesures directement dans la chambre de flux ;
- Les mesures effectuées avec la chambre de flux sont répliquables ;
- Il existe une corrélation statistiquement significative entre les flux mesurés avec la chambre et les concentrations au sol mesurées dans l'entonnoir après un temps de deux minutes ;
- Il existe une corrélation statistiquement significative entre les flux mesurés avec la chambre et les concentrations au sol mesurés instantanément ;
- Les quelques conclusions énoncées précédemment ont permis d'établir une méthode d'estimation des flux surfaciques de CH_4 rapide, peu onéreuse et facile à mettre en œuvre. En effet, l'utilisation conjointe de la chambre de flux, de

l'entonnoir et de la méthode de surveillance des émissions instantanées (méthode ISM) permet de caractériser les émissions surfaciques nettes de méthane. La caractérisation des émissions nettes de méthane sur une surface donnée est réalisée lorsque la vitesse du vent est inférieure à 16 km/h à partir de corrélations établies avec un minimum de 30 points ;

- Les émissions nettes surfaciques de CH_4 , déterminées par intégration surfacique par la méthode d'intégration numérique Simpson 3/8 à partir de mesures de flux locaux et modélisés par krigeage avec le logiciel Surfer, variaient de façon temporelle et spatiale ;
- Les émissions sont plus faibles sur les zones couvertes et plus vieilles que sur les zones plus jeunes dépourvues de recouvrement final ;
- Lorsque la pression atmosphérique diminue les émissions surfaciques de CH_4 augmentent ;
- Les émissions de CH_4 sont de façon générale très faibles sur le site du Complexe Environnemental de Saint-Michel ;

2) L'oxydation du CH_4 :

La méthode mise au point pour la détermination du taux d'oxydation est basée sur les données de la littérature pour choisir les éléments du protocole à mettre en place. Le taux d'oxydation a été déterminé par la mesure de la variation du flux de CH_4 estimée avec la chambre de flux dynamique à deux profondeurs distinctes qui sont respectivement 20 et 35 centimètres. La valeur des taux d'oxydation mesurée à différents endroits varie entre 12% et 49%. Le taux d'oxydation estimé pour la zone caractérisée est de 43%.

3) Efficacité du captage :

L'efficacité du captage sur le LES de Montréal a été déterminé par bilan de matière sur le CH_4 en négligeant les termes d'accumulation et la migration latérale. Le taux d'efficacité de captage varie entre 95% et 100%. Le taux moyen estimé par la méthode

est de 98%. Cette valeur reflète la politique de captage agressive menée au CESM compte tenu de la proximité de la population environnante des limites du site. Une étude de sensibilité sur le taux d'oxydation a permis de montrer sa faible influence sur le taux d'efficacité du système de collecte. Par conséquent, les valeurs de gaz collecté peuvent utiliser de façon brut pour la calibration du modèle choisie.

4) Calibration du modèle :

Le modèle d'ordre un à une phase a été choisi pour modéliser la production de CH_4 et donc de biogaz pour le Complexe Environnementale de Saint-Michel. Les données de collectes annuelles disponibles ont été utilisées pour calibrer les deux paramètres du modèle. La constante de génération du CH_4 (k) pour le site a été estimée à 0,0427 par année et le potentiel de génération de CH_4 des déchets (L_0) a été estimé à 78 m^3 de CH_4 par tonne de déchets avec le logiciel E-plus. Cette valeur a été estimée à 85 m^3 de CH_4 par tonne de déchets en utilisant un modèle de génération du premier ordre à une phase qui tienne compte des quantités annuelles de déchets enfouies. Cette deuxième approche rend mieux compte de la réalité car il tient compte des quantités annuelles de déchets enfouies plutôt que d'une valeur moyenne.

4.2 Recommandations

Les LES, malgré tous les travaux effectués, restent encore des macrocosmes mal connus où beaucoup reste à faire afin de mieux cerner la dynamique de ce milieu complexe.

La méthode utilisée pour la calibration du modèle de génération de CH_4 est basée, entre autres, sur l'hypothèse que la migration latérale est négligeable devant les autres phénomènes. Il serait donc pertinent dans des travaux futurs d'intégrer la valeur de la migration latérale mesurée à la méthode de calibration des paramètres du modèle. La calibration pourrait aussi se faire en utilisant un plus grand nombre de valeurs annuelles

sur le gaz collecté, d'où la nécessité que les propriétaires de LES systématisent l'enregistrement de telles informations tout au long de la vie du site.

Un autre point d'amélioration serait d'estimer la profondeur du taux d'oxydation maximal à partir de mesures de paramètres pertinents comme la concentration d'O₂ avec des sondes à oxygène. Les mesures des taux d'oxydation pourraient aussi s'effectuer à de plus grandes profondeurs avec la chambre de flux, mais cela nécessiterait l'utilisation de machine excavatrice.

Afin de mesurer les émissions surfaciques du CH₄ avec la méthode développée, le choix de l'une ou de l'autre méthode de mesure des concentrations au sol dépendra de plusieurs facteurs. Ainsi pour les sites à faibles taux d'émissions (vieux sites ou les sites avec un système de collecte efficace), la méthode des entonnoirs est suggérée. Alors que pour les sites plus jeunes, où le taux d'émission est plus fort, la méthode ISM est suggérée. L'application de cette méthode permet d'envisager un suivi environnemental plus facile, plus fréquent et moins onéreux pour les propriétaires de sites d'enfouissements. Cette méthode pourrait être aussi envisagée pour mesurer les débits d'odeur à la surface d'un LES en utilisant le CH₄ comme traceur.

L'utilisation d'un plan statistique d'expérience serait pertinente pour modéliser l'effet statistique des divers paramètres qui influencent les émissions surfaciques de CH₄. La méthode de mesure des émissions surfaciques développée dans ce projet serait un outil adapté à une tel étude qui nécessiterait plusieurs années compte tenu de la nature incontrôlable des différents facteurs.

Pour finir, la détermination des rayons d'influence pourrait être pris en compte dans la méthode de détermination du taux d'efficacité des puits en comptabilisant tous les puits qui agissent sur la zone de mesure des émissions.

CHAPITRE 5: RÉFÉRENCES

Acha, V., Alba, J. et Thalasso, F. (2002). The absolute requirement for carbon dioxide for aerobic methane oxidation by a methanotrophic-heterotrophic soil community of bacteria, Biotechnology letters, volume 675, pages 675-679.

Aitchison, E. (1993). Options for reducing methane emission from landfill sites. In Methane and Nitrous Oxide: Methods in National Emissions Inventories and Options for Control (A. R. van Amstel, Ed.), pages 221-230.

Akesson, M. et Nilsson, P. (1998). Material dependence of methane production rates in landfills, Waste Management & Research, volume 16, n° 2, pages 108-118.

Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster I. A. et Yortsos, Y. C., Kattapuram. (1995). Gas generation, transport and extraction in landfills, journal of environmental engineering, volume 121, n° 1, pages 33-44.

Augenstein, D. et Pacey, J. (1991). Modelling landfill methane generation, Proceedings Sardinia 91, Third International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, pages 115-148.

Auger, R. A. (1997). Producing Electricity from Landfill Gas: the 23 MW Gazmont Power Plant in Montreal, Toronto, Ontario, Canada, Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition.

Bateman, C. S. (1993). Modelling Landfill Gas Production, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 581-592.

Barlaz, M. A., Milke, M. W. et Ham, R. K. (1987). Gas production parameters in sanitary landfill simulators, Waste Management & Research, volume 5, pages 27- 39.

Bingemer, H. G. et Crutzen, P. J. (1987). The production of methane from solids wastes, Journal of Geophysical Research, volume 92, pages 2181-2187.

Bird, R. B., Stewart, W. E. et Lightfoot, E. N. (1960). Transport Phenomena, John Wiley & sons, Inc, New York, 780 pages.

Blackman, L., Myers, L., Bjerkin, L. et Freemon, P. (1997). SPADRA Landfill Gas System Design and Operation with Respect to Barometric Pressure, Temperature and

Gas Density Changes, Monterey, California, Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, volume 1, pages 229-269.

Boeckx, P., Van Cleemput, O. et Villaralvo, I. (1996). Methane emission from a landfill and the methane oxidising capacity of its covering soil, Soil biology & biochemistry, volume 28, n° 10/11, pages 1397-1405.

Bogner, J. E., Spokas, K.A. et Burton, E. A. (1999) Temporal Variations in Greenhouse Gas Emissions at a Midlatitude Landfill, Journal of Environmental Quality, volume 28, n° 1, pages 278-288.

Bogner, J. E., Spokas, K. A., Burton E. A., Sweeney, R. et Corona, V. (1995). Landfills as atmospheric methane sources and sinks, Chemosphere, volume 31, n° 9, pages 4119-4130.

Bogner J., Spokas, K. A. et Jolas, J. (1993). Comparison of measured and calculated methane emissions, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 2, pages 605-616.

Bogner, J., Meadows, M. et Czepiel, P. (1997). Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls, Soil Uses and Management, volume 13, pages 268-277.

Bogner, J. E. et Scott, P. (1995). Landfill CH₄ Emissions Guidance for Field Measurements, New Orleans, , Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, Louisiana Conference Name Conference, volume 2, pages 113-132.

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, Environmental Science & Technology, volume 31, n° 9, pages 2504-2514.

Bogner, J. E., Meadows, M.P., Martin, P. et Repa, E. (1998). A New Perspective: Measuring and Modeling of Landfill Methane Emissions. Waste Age (June 1998), pages 118-130.

Boltze, U. et de Freitas, M. H. (1997). Monitoring gas emissions from landfill sites, Waste management & research, volume 15, pages 463-476.

Börjesson, G. et Svensson, B. H. (1997a). Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation, Waste management & research, volume 15, pages 33-54.

Börjesson, G. et Svensson, B. H. (1997b). Effect of gas extraction interruption on emissions of methane and carbon dioxide from landfill, and on methane oxidation in the cover soil, Journal environment quality, volume 26, pages 1182-1190.

Börjesson, G. et Svensson, B. H. (1997c). Measurements of Landfills Gaseous Emissions and Investigations on Methane Oxidation in the Cover Soils, Proceeding Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 4, pages 45-52.

Bowker, A.H. et Lieberman, G.J. (1965). Méthodes statistiques de l'ingénieur, Dunod, Paris, 516 pages.

Broses, M., Metcalf, J., Dunn, J. et Bruxvoort, G. (1998). Source Control of Landfill Related Groundwater Contamination Via Active Gas Extraction and Aerobic

Bioremediation, Department of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, 20th International Madison Waste Conference, pages 133-152.

Catalunya Tubkal S.L., the Environmental Department of the Barcelona Diputation and G.T.R. SA- B.F.I. SA. (1999) Landfill gas extraction: the importance of well distribution, Wastes Management, April 1999.

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H. et Chanton, J. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation, Waste management & research, volume 19, pages 126-143.

Coops, O., Luning, L., Oonk, H. et Weenk, A. (1995) Validation of Landfill Gas Formation Models, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 635-646.

Cicerone, R. J. et Oremland, R.S. (1988). Biogeochemical aspects of atmospheric methane. Global Biochem. Cycles, volume 2, pages 299-327.

Cooper S.P. et Bier, J.D. (1997). Understanding landfill surface emissions monitoring, Proceeding Sardinia 97- 20th Annual Landfill Gas Symposium, Monterey, California, pages 195-213.

Cossu, R., Muntoni, A., Chiarantini, L., Massacci, G., Serra, P., Scolletta, A. et Sterzi, G. (1997). Biogas Emission Measurements Using Static and Dynamic Flux Chambers and Infrared Methods, Proceeding Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 4, pages 103-114.

Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P.M. et Harris, R.C. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions, Journal of geophysical research, volume 101, n° D11, pages 16 729- 16 729.

Dally, J. W., Riley, W. F. et McConnell, K .G. (1984).Instrumentation for engineering measurements, John Wiley & sons Inc, New York, pages 459-460.

Denmead, O.T, Harper, L.A., Freney, J.R., Griffith, D. W. T., Leuning, R. et Sharpe, R. R. (1998). A masse balance method for non intrusive measurements of surface-air trace gas exchange, Atmospheric Environment, volume 32, n° 21, pages 3679-3688.

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P. et Van Cleemput, O. (1999). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments, Environmental science & technology, volume 33, n° 11, pages 1854-1859.

Drouin, L. (1995). Effets des biogaz des sites d'enfouissements sur la santé de la population et implications législatives, Québec, 17e Conférence canadienne sur la gestion des déchets, 39 pages.

Eade, E. (2001) Monitoring greenhouse gas emissions from landfill sites, Environmental science & engineering, Volume 6, pages 20-22.

Edward, T. et Pattey, E. (1997). Soils as sources and sinks for atmospheric methane, Canadian journal of science, n° 77, pages 167-178.

Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates, Air & waste management association, volume 42, pages 1583-1591.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. et Leckie, O.J. (1995). Migration and atmospheric emission of landfill gas, *Hazardous waste & hazardous materials*, volume 12, n° 4, pages 309-327.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. et Leckie, O.J. (1996). Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills. II Model application, Waste management & research, n° 14, pages 537-551.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. et Leckie, O. J. (1997). Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in sanitary landfills. III Sensitivity analysis, Waste management & research, no 15, pages 87-102.

El-Fadel, M., Findikakis, A. N. et Leckie, O. J. (1997). Gas simulation models for waste landfills, Critical reviews in environmental science and technology, volume 3, n° 27, pages 237-283.

El-Fadel, M. et Massoud, M., (2000). Emissions fro landfills: a methodology comparative assessment, Environmental technology, volume 21, pages 965-978.

Emcon Associates, (1982). Methane Generation and Recovery from Landfills, Ann Arbor Science Publishers, Michigan.

EPA. (1991). Air emissions from solid waste landfills. Background information for proposed standards and guidelines, E.P.A-450/3-90-011a (NTIS PB91-197061).

EPA. (1996). Standard of performance for new stationary sources and guidelines for control of existing sources: Municipal solid waste landfills, 40 CFR partie 51, 52 et 60, Federal register, volume 61, n° 49, pages 9905-9944.

EPA. (1997). Method 2E-Determination of landfill gas production flow rate. Office of Air Quality Planning & Standards, 27 pages.

EPA. (1999a). US Methane emissions 1990-2020: Inventories, Projections, and opportunities for reductions, E.P.A-430-R-99-013.

EPA. (1999b). Landfill gas to energy project opportunities: background information on landfill profile. EPA 430k-99-002, 40 pages.

Fasolt, B., Ramthun, A. et Schneider, J. (1995). Determination of the Gas Emission Flux from Landfills by Concentration Measurement of CH₄ and CO₂ in the Top Layer, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 3, pages 507-516.

Flower, B.F. (1976). Case history of landfill gas movement through soils, Gas and leachate from landfill, formation, collection and treatment, EPA-600/9-76-004.

Fugler, D. (1997). From Mortgage Default to Re-occupation: The Odyssey of the Kitchener Townhouses, Toronto, Ontario, Canada, Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition.

Gabr, M. A., Hossain, M. S. et Barlaz, M.A. (2000). Solid Waste Settlement with Leachate Recirculation. Geotechnical News volume 18 n° 2, pages 50-55.

Galle, B., Samuelsson, J., Börjesson, G. et Svensson, B. H.. (1999). Measurement of methane emissions from landfills using FTIR spectroscopy, Proceeding Sardinia 99 – Seventh International Landfill Symposium, Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 4, pages 47-54.

Gasparini, P. A., Saetti, G. F. et Marastoni, M. (1995). Experimental Research on MSW Compaction Degree and its Change with Time, Sardinia, Italy, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), volume 1, pages 833-842.

Goulet, O. (1998). La ville de Sherbrook met tous les efforts possibles pour cesser la migration des biogaz vers le secteur Dubreuil de la Ville de Fleurimont. Contact Plus pages 7-9.

Gowing, A. et Farquhar, G.J. (1997) Laboratory Assessment of a Flux Chamber to Determine Landfill Gas Emissions, Toronto, Ontario, Canada, Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition.

Gowing, A. L. (2001). Measuring and modelling of landfill gas emissions, thèse de doctorat, University of Waterloo, Ontario, Canada, 236 pages.

Gurijala, K.R., SA, P. et Robinson, J. A. (1997) Statistical modeling of methane production from landfill samples, Applied and Environmental microbiology, volume 63, n° 10, pages 3797-3803.

Haarstad, K. (1997). Methane in landfills: production, oxidation and emissions, Proceeding Sardinia 97- Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, pages 33-44.

Haarstrick, A., Hempel, D. C., Ostermann, L., Ahrens, H. et Dinkler, D. (2001). Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills, Waste management & research, n° 19, pages 320-331.

Ham, R.K. et Barlaz, M.A. (1989). Measurements and prediction of landfill gas quality and quantity, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, editors: Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegman, R. Academic Press Ltd., London, pages 155-166.

Hartless, R. (1995). Measuring Pressures and Flow of Landfill Gas, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 3, pages 517 – 531.

Haxo Henry E. (1975). Evaluation of liner materials exposed to leachate, Cincinnati, Ohio, EPA, call Docs EP1.23/2:600/2-76-255.

Huitric, R. L. et Soni, R. (1997). Making the Most of Landfill Gas Projection Models, Proceeding Sardinia 97, 20th Annual Landfill Gas Symposium, Monterey, California, volume 1, pages 117-145.

Hutchinson, G.L. et Livingston, G.P. (1993). Use of chamber systems to measure trace gas fluxes, In: Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. American Society of Agronomy, Special Publication n° 55. Madison, Wisconsin, pages 63-78.

Isaaks, E.H. et Srisvastava, M.R. (1989). An introduction to Applied Geostatistics, Oxford University Press, New York, 561 pages.

Jones, H.A. et Nedwell, D.B. (1993). Methane emission and methane oxidation in landfill cover soil, FEMS Microbiology Ecology, n° 102, pages 185-195.

Kabwe, K.L., Hendry, M.J., Wilson, G.W. et Lawrence, J. R. (2002). Journal of hydrology, volume 260, pages 1-14.

Khalil, M.A.K. (1998). Flux measurements and sampling strategies: applications to methane emissions from rice fields, Journal of geophysical research, volume 103, n° D19, pages 25 211- 25 218.

Kienbusch, M. R. (1986). Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber – User's guide, EPA/60008-86/008.

Kightley, D., Nedwell, D. B. et Cooper, M. (1995). Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory scale soil microcosms, Applied environmental microbiology, volume 61, pages 592-601.

Lee, J.-J., Chung, I. H. et Lee, W.B. (1993). Prediction of Gas Production from Municipal Solid Waste Using a Pilot-Scale Lysimeter, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 593 – 603.

Lee, J.-J., Jung, I. H., Lee, W.B. et Kim, J.-O. (1993). Computer and experimental simulations of the production of methane gas from municipal solid waste, Water science and technology, volume 27, n° 2, pages 225-234.

Lee, W. B., Moon, I. W., Lee, S.B., Cha, M.C., Park, J.H. et Lee, J.-J. (1995). Prediction of Landfill Gas Production Rates in Nanji Landfill Site, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 655-664.

Letcher, T. M., Daneel, R. A., Jarman, D. -A.C. et Senior, E. (1995). Factor influencing the rate of methane formation in landfills, South African journal of science, volume 91, pages 371-374.

Liberti, L., Amicarelli, V., Amodio, F., Ferrara, L. et Blasi, G. (1993). Measurement of Landfill Gas and Quantitative Prediction at Bari Landfill Sites, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 745-758.

Lifshits, A. B. et Galueva, T. (1997). Gas Production Modelling Based on the Field Gas Emissions Measurements, Proceeding Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 2, pages 533-540.

Lifshits, A. B. et Minko, O. I. (1993). Spatial Heterogeneity of Gas Generation in Landfill Sites, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, pages 557 – 572.

Livingston, G. P. et Hutchinson, G. L. (1995). Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error, In: Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water, Éditions P.A. Matson & R.C. Harris, Blackwell Scientific, Cambridge, Massachusetts, pages 14-51.

Lofy, R.J. (1983). Zone of vacuum influence surrounding gas extraction wells, présenté dans Landfilling of waste: Biogas (1996), Éditeurs: Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegmann, R., pages 320-354.

Lu, J.C.S., Eichenberger, B. et Stearns, R.J. (1985). Leachate from municipal landfills - Production and management, Pollution technology review, n° 19, Calscience research, inc. Huntington Beach, California.

Manna, L., Zanetti, M.C. et Genon, G. (1999). Modelling biogas production model at landfill site, Resources, conservation and recycling, n° 26, pages 1-14.

Martin, S., Maranon, E. et Sastre, H. (1997). Landfill gas extraction technology: study, simulation and manually controlled extraction. Bioresource Technology, volume 62, Issue 1-2, pages 47-54.

Maurice, C., Bergman, A., Ecke, H. et Lagerkvist, A. (1995). Vegetation as a Biological Indicator for Landfill Gas Emissions. Initial Investigation, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 3, pages 481 – 494.

Milich, L. (1999). The role of methane in global warming : where might mitigation strategies be focused?, Global Environmental Change, numéro 9, pages 179-201.

Ministère de l'Environnement et de la faune. (1992). Refonte du règlement sur les déchets solides. Version du mois de septembre 1992.

Ministère de l'Environnement et de la faune. (1998). Plan d'action québécois sur la gestion des matières résiduelles 1998-2008. Ministère de l'environnement et de la faune, Gouvernement du Québec.

Mortazavi, R. et Williams, J. (1995). Characterization of Greenhouse Gases and Volatile Organic Compounds from vented Landfill Gases. Environment Canada, Rapport PMD/95-5.

Mosher, B. W., Czepiel, P. M., Harriss R. C., Shorter, J. H., Kolb, C.E., Mc manus, J. B., Allwine, E. et Lamb, B.K. (1999). Methane emissions at nine landfill sites the northeastern United States, Environmental science & technology, volume 33, n° 12, pages 2088-2094.

Nastev, M. (1998). Modelling landfill gas generation and migration in sanitary landfills and geological formations. Thèse de doctorat, Département de géologie et de génie géologique, Faculté des sciences et de génie, Université Laval, Québec, 373 pages.

Nastev, M., Lefebvre, R., Therrien, R. et Gélinas, P. (1998). Numerical Modeling of Landfill Gas Production and Migration with a N_2 - CO_2 - CH_4 - H_2O System and a Production Function, Groupe de recherche IN SITU, 6 pages.

Neitzert, F., Olsen, K. et Collas, P. (1999). Canada's greenhouse gas inventory 1997 emissions and removals with trends. Environment Canada Greenhouse gas division pollution data branch.

Oonk, H. (1995). Validation of Landfill Gas Formation Models, Proceeding Sardinia 95 - 18th Annual Landfill Gas Symposium, New Orleans, Louisiana. Volume 2, pages 147-185.

Park, J.-W. et Shin, H.-C. (2001). Surface emission of landfill gas from solid waste landfill, Atmospheric environment, volume 35, pages 3445-3451.

Perry, R.H. et Green D. (1984). Perry's Chemical Engineers Handbook 6th Ed.

Petit, F., (1997). Application des techniques géostatistiques à l'étude des réservoirs pétrolifères, 4 pages.

Pierre, S. (1997). Comportement d'un réacteur à sol immobilisé en conditions méthylotrophiques pour la minéralisation du TCE, mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, 107 pages.

Pokryszka, Z., Tauziède, C. et Cassini, P. (1995). Development and validation of a method for measuring biogas emissions using a dynamic chamber, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 3, page 495-506.

Poulléau, J. (2002). Caractérisation des BIOGAZ, Institut national de l'environnement industriel et des risques, 82 pages.

Prescott, Harley, Klein. (1995). Microbiologie, traduit de l'anglais par Claire-Michèle Bacq-Caberg, Jacques Coyette, Philippe Hoet et Martine Nguyen-Distèche. De Boeck-Wesmael S.A., Bruxelles. 1014 pages.

Prosser, R.W. (1999). Optimizing Landfill Gas Collection from Arid Landfills, Proceeding Sardinia 99 - 22nd Annual Landfill Gas Symposium, Lake Buena Vista, Florida, volume 1, pages 83-90.

Reginster, J., Scaufaire, P. et Piessens, P. (1997). Active Management of Extraction Rate of Landfill Biogas: A Solution to Avoid Lateral Migration of Gas, Proceeding Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 2, pages 565-574.

Reinhart, D.R., Cooper, D.C. et Walker, B.L. (1992). Flux chamber Design & Operation for the Measurement of Municipal Solid Waste Landfill Gas Emission Rates, J. Air Waste Manage Assoc, numéro 42, volume 8, pages 1067-10170.

Rochette, P., Ellert, E.G., Grgorich, E.G., Desjardins, R.L., Pattey, E., Lessard, R. et Jonhson, B.G. (1997). Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparaison with other techniques, Canadian journal of soil science, volume 77, pages 195-203.

Rodriguez-iglesias, J., Maranon, E., Sastre, H. et Castrillon, L. (1999). Characterisation of extraction wells and recovery of biogas in municipal solid waste sanitary landfills, Proceeding Sardinia 99, seventh International Landfill Symposium, volume 2, pages 457-464.

Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, P., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryska, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. et Trégourès A. (1997). Comparison of Different Methods for Measuring Landfill Methane Emissions, Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, CISA publisher, Cagliari, volume 4, pages 81-85.

Sebacher, D.I, et Harrsi, R.C. (1982). A system for measuring methane fluxes from inland and coastal wetland environments, journal Environment quality, volume 11, n°1, pages 94-37.

Stein, V.B., Hettiaratchi, J.P.A. et Achari, G. (2001). Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soil. Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management, October 2001, pages 225-234.

Subak, S. (1999). On evaluating accuracy of national methane inventories, Environmental science & policy, volume 2, pages 229-240.

Surfer. (1999). User's guide, contouring and 3D surface mapping for scientists and engineers, Golden Software, Inc.

Swana. (1997). Landfill gas operation and maintenance – Manual of practice. Solid Waste Association of North America.

Swarbrick, G., Lethlean, J. et Pantelis, G. (1995). Physical and biochemical modeling of solid waste, Proceeding Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 209-217.

Tagaris, E., Sotiropoulou Rafaella-Eleni, P., Pilinis, C. et Halvadakis, C.P. (2003). A methodology to estimate odors around landfill sites: The use of methane as an odor index and its utility in landfill siting, Air & Waste Management Association, volume 53, pages 629-634.

Tanaka, N., Matsuto, T. et Lee, H.-S. (1997). On-Site Survey of Methane and Carbon Dioxide Flux From MSW Landfills in Japan, Proceeding Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 4, pages 71 – 80

Tchobanoglous, R., Theisen, H. et Vigil, S. (1993). Integrated solid waste management – Engineering principles and management issues. McGraw-Hill, Inc. New York.

Thorneloe, S.A. (1994). Option and economics of landfill gas utilization in the USA. US Environmental Protection Agency, Air and Energy Engineering Laboratory, Research Triangle Park, NC 27711, USA. Présenté dans Landfilling of waste : Biogas (1996), Éditeurs: Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegmann, R., pages 597-610.

Thorneloe, S.A., Reisdorph, A., Laur, M., Pelt, R., Blass, R. L. et Burklin, C. (1999). The U.S. Environmental protection agency's landfill gas emissions model (LANDGEM), Proceedings Sardinia 99 - Seventh international waste management and landfill Symposium, Cagliari, Italy, volume 4, pages 11-18.

Topp, E. et Pattey, E. (1997). Soils as sources and sink for atmospheric methane, Canadian journal of soil science, volume 77, pages 167-178.

- Leroux, S., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 2002.
- Leroux, S., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 2001.
- Leroux, S., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 2000.
- Leroux, S., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 1999.
- Turcotte, L., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 1998.
- Turcotte, L., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 1997.
- Turcotte, L., CTED. Captage et élimination du biogaz, Rapport annuel d'activités, 1996.
- Van Zanten, B. et Scheepers, M.J.J. (1995). Modelling of Landfill Gas Potentials, Proceeding Sardinia 95 - 18th Annual Landfill Gas Symposium, New Orleans, Louisiana, volume 2, pages 85-98.
- Vigneault, H. (1999). Modélisation numérique du rayon d'influence des puits de captage des biogaz dans les sites d'enfouissement sanitaires. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, INRS-Géoressources, 137 pages.
- Ward, R. S. (1997). Landfill Gas Migration and Implications for Source Identification, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, Volume 4, pages 139 – 150.
- Ward, R. S., Williams, G.M. et Hills, C.C. (1996). Changes in major and trace components of landfill gas during subsurface migration, Waste management & research, volume 14, pages 243-261.

Williams, G.M. et Aitkenhead, N. (1991). Lessons from Loscoe: the uncontrolled migration of landfill gas, Quarterly Journal of Engineering Geology, volume 24, pages 191-207.

Williams, G.M., Ward, R.S. et Noy, D.J. (1999) Dynamics of landfill gas migration in unconsolidated sands, Waste Management & Research, volume 17, pages 327-342.

Willumsen, H. (1997). Automated Control of Landfill Gas Abstraction at Small Landfills, Proceeding Sardinia 97 - 20th Annual Landfill Gas Symposium, Monterey, California volume 1, pages 177-183.

Young, A. (1990). Volumetric changes in landfill gas flux in response to variations in atmospheric pressure, Waste management & research, volume 8, pages 379-385.

Young, A. (1995). Mathematical modeling of the methanogenic ecosystem, in Microbiology of landfill sites (Senior Eric edition), Second edition, CRC Press, Inc., Floride.

Young, A., Gay et Niel, J. (1995). Interactions between gas extraction wells, Waste management & Research, volume 13, pages 3-12.

Zacharof, A.I. et Butler, A.P. (1999). Modelling biodegradation process in heterogeneous landfill waste, Proceedings Sardinia 99, Seventh international waste management and landfill symposium, Cagliari, Italy, volume 1, pages 95-102.

Zanetti, M. C., Chiampo, F., Cometto, D., Conti, R., Olivetti, M. et Silvestro, G. (1993). Biogas Production at Turin Landfill Site, Proceeding Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy, volume 1, pages 785-794.

CHAPITRE 6: ANNEXES

6.1 Annexe A : Validation du fonctionnement réacteur parfaitement mélangé de la chambre de flux et réplicabilité des mesures de flux

A. Validation du fonctionnement réacteur parfaitement mélangé de la chambre de flux

Afin de valider que la chambre de flux dynamique se comporte comme un réacteur parfaitement mélangé, une comparaison entre les concentrations en CH_4 a été réalisée entre la valeur observée dans la chambre et à la sortie de celle-ci. Ces mesures ont été réalisées au Complexe Environnemental de Saint-Michel au cours des campagnes de mesures du 8 octobre 2002 au 20 novembre 2002. Les valeurs de concentration de CH_4 observées sont présentées au tableau A.1.

Tableau A.1. Concentrations de CH_4 observées dans la chambre de flux dynamique et à la sortie de celle-ci.

Période	[CH_4] dans la chambre de flux (ppmv)	[CH_4] mesurée en sortie de chambre (ppmv)
2002-10-08	26,6	24,0
	600,0	563,0
	32,0	36,0
	645,0	653,0
2002-10-09	31,1	27,9
	170,0	159,5
	3,1	3,4
	1,8	2,4
	1,3	2,1
	19,0	17,8
	587,0	592,0
	0,0	0,0
2002-11-12	45,7	46,0
2002-11-14	1,6	1,4
	62,8	66,1
	1,3	1,3
	0,0	0,1
	6,4	5,2
	0,0	0,1
	1,1	2,0
	0,7	1,3
2002-11-20	1800,0	1678,0
	221,0	198,0
	0,4	0,5
	0,5	0,4
	0,3	0,3
	0,0	0,0
	0,1	0,7

La figure A.1 ci-dessous montre qu'il y a peu de différences entre les concentrations de CH_4 à l'intérieure de la chambre et les concentrations prélevées à la sortie de celle-ci dans un sac Tedlar. Ce qui permet de réaliser les mesures à l'intérieure de la chambre sur le terrain au lieu de les faire comme le présente Eklund (1992) par l'analyse d'échantillons recueillis en sortie de la chambre.

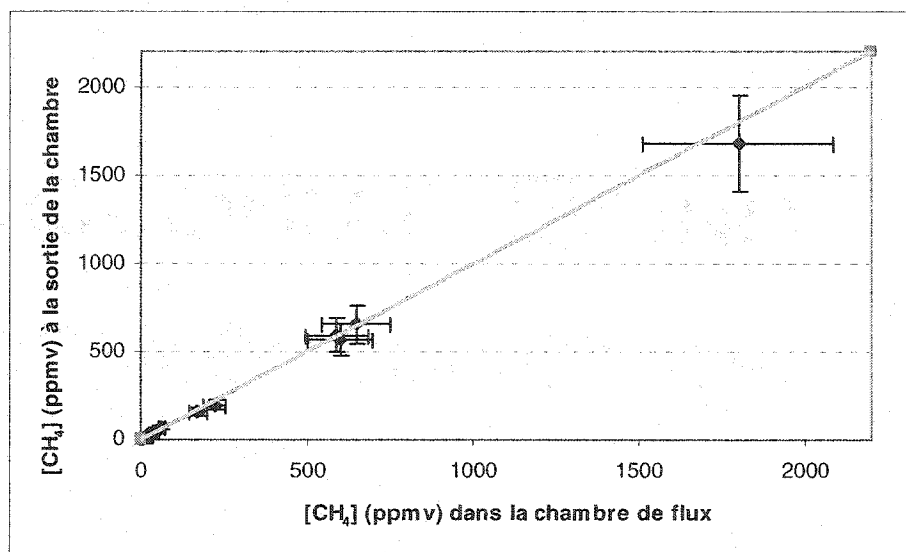


Figure A.1. Comparaison entre les concentrations de CH_4 mesurées à l'intérieure et à la sortie de la chambre de flux

B. Détermination du débit d'alimentation de la chambre de flux et de la réplicabilité des mesures

L'influence sur la valeur du flux de CH_4 du débit d'air d'alimentation de la chambre de flux dynamique a été évaluée en réalisant une série d'expériences où le débit d'air pur de balayage variait d'une expérience à une autre. Les débits d'air les plus fréquemment cités par la littérature sont de $0,005 \text{ m}^3/\text{min}$, $0,01 \text{ m}^3/\text{min}$ et $0,015 \text{ m}^3/\text{min}$ et ils ont été testés. Chacun des débits a été testé à 4 points différents (point A, B, C, D). Pour chaque point et pour chaque débit, l'expérience est répétée 3 fois. 33 expériences ont donc été réalisées. Les résultats sont présentés au tableau A.2 et à la figure A.2.

Tableau A.2. Comparaison entre les flux de CH₄ estimés pour différents débits d'air d'alimentation de la chambre de flux et à différents points de mesure

	Période	heure	Patm (kPa)	Vent (km/h)	A [CH ₄] dans la chambre de flux (ppmv)	B Masse volumique du CH ₄ (kg/m ³)	C Débit d'air (m ³ /min)	D Flux de CH ₄ (µg/m ² /s)
1	2002-07-23	9h00	102,123	18,30	79,25	0,6417	0,005	21,2
2	2002-07-23	9h40	102,123	16,25	76,12	0,6417	0,005	20,4
3	2002-07-23	10h20	102,135	15,31	82,32	0,6417	0,005	22,0
4	2002-07-23	11h05	102,125	15,11	44,35	0,6417	0,01	23,7
5	2002-07-23	11h30	102,161	14,95	45,90	0,6417	0,01	24,5
6	2002-07-23	11h53	112,174	14,74	42,15	0,6417	0,01	22,5
7	2002-07-23	12h30	102,195	14,22	28,71	0,6417	0,013	20,0
8	2002-07-23	13h05	102,224	13,37	24,30	0,6417	0,013	16,9
9	2002-07-23	13h45	102,303	14,00	23,25	0,6417	0,013	16,2
10	2002-07-25	8h30	102,139	4,43	19,62	0,6481	0,005	5,3
11	2002-07-25	9h05	102,135	4,90	16,51	0,6481	0,005	4,5
12	2002-07-25	9h40	102,089	5,33	18,67	0,6481	0,005	5,0
13	2002-07-25	10h00	102,062	5,54	9,84	0,6481	0,01	5,3
14	2002-07-25	10h20	102,070	5,75	9,74	0,6481	0,01	5,3
15	2002-07-25	10h40	102,078	5,90	10,41	0,6481	0,01	5,6
16	2002-07-25	10h55	102,085	6,00	6,90	0,6481	0,015	5,6
17	2002-07-25	11h10	102,093	6,13	7,20	0,6481	0,015	5,8
18	2002-07-25	11h30	102,105	6,25	7,12	0,6481	0,015	5,8
19	2002-07-25	11h45	102,116	6,32	27,13	0,6481	0,005	7,3
20	2002-07-25	12h20	102,120	6,50	25,62	0,6481	0,005	6,9
21	2002-07-25	13h00	102,108	6,60	24,17	0,6481	0,005	6,5
22	2002-07-25	13h40	102,081	6,58	15,42	0,6481	0,01	8,3
23	2002-07-25	14h00	102,067	6,54	14,76	0,6481	0,01	8,0
24	2002-07-25	14h20	102,107	6,54	13,82	0,6481	0,01	7,5
25	2002-07-25	14h43	102,125	6,94	9,43	0,6481	0,015	7,6
26	2002-07-25	14h55	102,145	7,15	10,57	0,6481	0,015	8,6
27	2002-07-25	15h12	102,139	7,46	8,76	0,6481	0,015	7,1
28	2002-07-25	15h30	102,123	6,71	181	0,6481	0,005	48,9
29	2002-07-25	16h00	102,097	7,0	167,0	0,6481	0,005	45,1
30	2002-07-25	16h31	102,121	6,8	159,0	0,6481	0,005	42,9
31	2002-07-25	17h05	102,039	7,2	98,0	0,6481	0,01	52,9
32	2002-07-25	17h22	101,995	7,4	91,0	0,6481	0,01	49,1
33	2002-07-25	17h40	102,025	7,5	79,0	0,6481	0,01	42,7

$$D = (A * B * C) / (0,2 * 60)$$

Où 0,2 est la surface couverte par la chambre de flux (m²) et 60 est un facteur pour transformer le débit d'air de m³/min en m³/s.

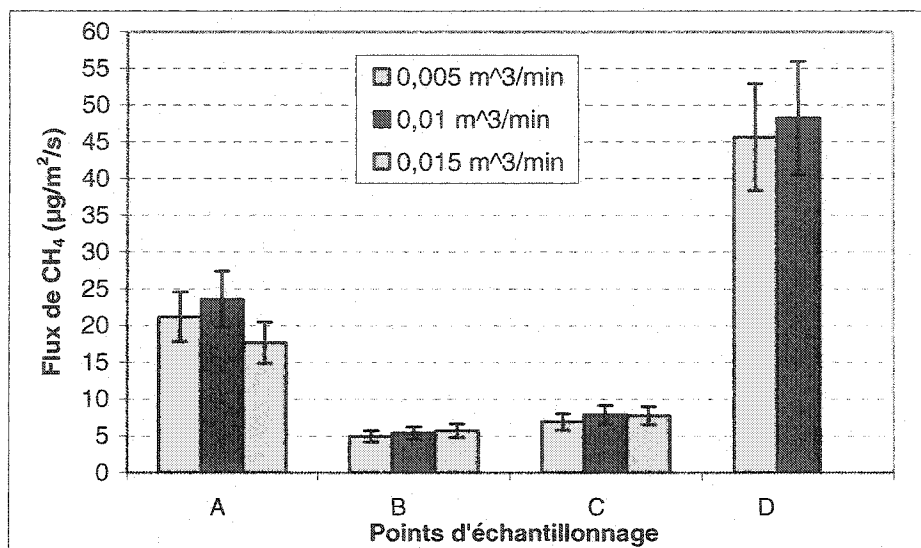


Figure A.2. Réplicabilité des mesures de flux surfaciques avec la chambre de flux dynamique

Les différentes mesures présentent des écarts type variant entre 4 et 15%. Ce résultat a permis de justifier le choix, pour les expériences futures, du débit de $0,01 \text{ m}^3/\text{min}$ fréquemment utilisé comme le rapporte la littérature.

Ces expériences ont permis de montrer la réplicabilité des mesures en chambre de flux, pour des mesures effectuées dans un intervalle de 1 heure durant l'été 2002 sur un sol sec et où la pression atmosphérique ne variait que sensiblement. Des résultats similaires ont été obtenus par Hutchinson et Livingston (1993).

6.2 Annexe B : Détermination du temps d'échantillonnage avec l'entonnoir

Afin de déterminer le temps d'attente avant d'effectuer la mesure de la concentration de CH_4 dans l'entonnoir, des expériences ont été réalisées en laboratoire sur un montage simulant les émissions surfaciques de CH_4 sur un LES.

Après avoir posé l'entonnoir à la surface du montage pilote, la concentration de CH_4 est mesurée toutes les 30 secondes dans l'entonnoir avec un FID. Les résultats sont présentés au tableau B.1.

Tableau B.1. Concentration de CH_4 dans l'entonnoir en fonction du temps pour différentes expériences

Expérience	temps	[CH_4] #1 (ppmv)	[CH_4] #2 (ppmv)	[CH_4] #3 (ppmv)	[CH_4] #4 (ppmv)	[CH_4] moyen (ppmv)
1	0,50	1,90	1,70	1,92	2,09	1,84
	1,00	2,90	1,91	2,14	2,36	2,32
	1,50	4,44	2,26	2,40	3,50	3,03
	2,00	4,60	3,11	2,53	4,36	3,41
	2,50	5,40	3,14	3,40		3,98
	3,00	5,14	3,35	3,83	4,50	4,11
	3,50	6,05	3,46	4,70	5,25	4,74
	4,00	5,90	5,59	5,30	5,30	5,60
	4,50	6,70	5,20	5,69	5,70	5,86
	5,00	6,09	5,04	5,50	7,35	5,54
2	0,50	1,90	2,38	1,80		2,03
	1,00	4,00	3,66	3,94		3,87
	1,50	5,00	5,90	6,70		5,87
	2,00	6,90	7,90	9,20		8,00
	2,50	8,00	8,90	11,00		9,30
	3,00	9,60	11,60	9,80		10,33
	3,50	10,90		13,00		11,95
	4,00	10,28	12,00	14,90		12,39
	4,50	10,85	13,60	14,30		12,92
	5,00	11,29	13,70	15,70		13,56

Tableau B.1. Concentration de CH₄ dans l'entonnoir en fonction du temps pour différentes expériences (suite)

Expérience	temps	[CH ₄] #1 (ppmv)	[CH ₄] #2 (ppmv)	[CH ₄] #3 (ppmv)	[CH ₄] #4 (ppmv)	[CH ₄] moyen (ppmv)
3	0,50	28,00	12,00	15,00		18,33
	1,00	43,00	41,00	36,00		40,00
	1,50	100,00	70,00	97,00		89,00
	2,00	191,00	240,00	164,00		198,33
	2,50	210,00	206,00	123,00		179,67
	3,00	420,00	120,00	210,00		250,00
	3,50		330,00	480,00		405,00
	4,00	750,00	502,00	580,00		610,67
	4,50	660,00		650,00		655,00
	5,00	620,00	412,00	790,00		607,33
4	0,50	34,50	42,00	32,00		36,17
	1,00	105,00	85,00	70,00		86,67
	1,50	270,00	180,00	218,00		222,67
	2,00	630,00	530,00	470,00		543,33
	2,50	777,00	601,00	601,00		659,67
	3,00		830,00	660,00		745,00
	3,50	840,00	970,00	1100,00		970,00
	4,00	1217,00	1154,00	1090,00		1153,67
	4,50	1500,00	1530,00	1540,00		1523,33
	5,00	1540,00	1150,00	1270,00		1320,00
5	0,50	131,00	152,00	249,00		177,33
	1,00	840,00	880,00	930,00		883,33
	1,50	1280,00	1556,00	1642,00		1492,67
	2,00	1780,00	1840,00	2368,00		1996,00
	2,50	2203,00	2400,00	2820,00		2474,33
	3,00	2475,00	2560,00	2951,00		2662,00
	3,50	2750,00	2916,00	3120,00		2928,67
	4,00	2970,00	3140,00	3485,00		3198,33
	4,50	3081,00	3650,00	3541,00		3424,00
	5,00	3180,00	3960,00	3650,00		3596,67
6	0,50	37,00	14,00	15,00		22,00
	1,00	82,00	67,00	42,00		63,67
	1,50	145,00	159,00	98,00		134,00
	2,00	183,00	223,00	140,00		182,00
	2,50	239,00	280,00	190,00		236,33
	3,00	255,00	314,00	236,00		268,33
	3,50	303,00	346,00	276,00		308,33
	4,00	306,00	389,00	304,00		333,00
	4,50	850,00	414,00	322,00		528,67
	5,00	970,00	420,00	320,00		570,00
7	0,50	45,00	80,00	72,00		65,67
	1,00	244,00	276,00	240,00		253,33
	1,50	480,00	590,00	555,00		541,67
	2,00	850,00	1060,00	980,00		963,33
	2,50	1240,00	1500,00	1387,00		1375,67
	3,00	1500,00	1800,00	1723,00		1674,33
	3,50	1840,00	2222,00	2000,00		2020,67
	4,00	2100,00	2490,00	2250,00		2280,00
	4,50	2330,00	2800,00	2460,00		2530,00
	5,00	2548,00	2975,00	2690,00		2737,67

Les figures B.1 et B.2 présentent l'évolution des concentrations de méthane dans l'entonnoir pour différentes durées d'échantillonnage. De façon générale, les deux figures montrent que pour différents taux d'émissions les concentrations de CH_4 évoluent linéairement dans l'entonnoir. Pour des raisons pratiques, le temps d'échantillonnage a été fixé à 2 minutes pour les mesures à réaliser sur le terrain. En effet, après 2 minutes, on observe une concentration significative de méthane dans l'entonnoir détectable par le FID utilisé pour la mesure de la concentration de CH_4 . En effet, la limite de détection de l'appareil est de 0,5 ppmv.

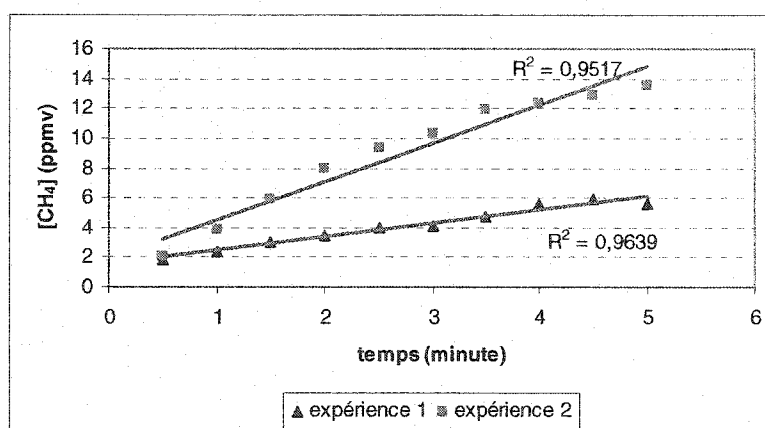


Figure B.1. Évolution de la concentration en CH_4 dans l'entonnoir en fonction du temps (flux faible)

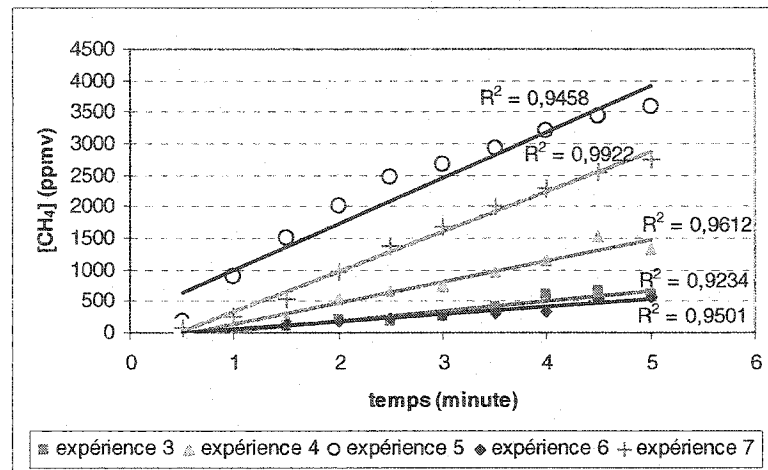


Figure B.2. Évolution de la concentration en CH_4 dans l'entonnoir en fonction du temps (flux moyen à fort)

6.3 Annexe C : Données des valeurs de flux de CH₄ mesurés et détermination de l'erreur sur l'émission en utilisant la chambre de flux dynamique

Tableau C.1. Exemples de valeurs mesurées pour la détermination du flux de CH₄

jour	heure	[CH ₄] entonnoir (ppmv)	[CH ₄] ISM (ppmv)	T sol (°C)	T chambre (°C)	A ρ (kg/m ³)	B [CH ₄] dans la chambre (ppmv)	C Flux CH ₄ (μg/m ² /s)	ciel % ennuagement	aspect du sol
08-10-2002	2h30	41	10,61	16	29	0,6481	26,61	14,37	dégagé, 5%	sec
08-10-2002	3h15	4001	270	17	27	0,6525	600	326,24	dégagé, 5%	sec
08-10-2002	3h48	5170	396	21	27	0,6525	645	350,71	dégagé, 5%	sec
08-10-2002	4h30	400	33	19	23	0,6614	32	17,64	dégagé, 5%	sec
09-10-2002	11h35	460	61	17	13	0,6846	31,1	17,74	100%	sec
09-10-2002	12h	1613	317	22	12	0,6870	170	97,33	100%	sec
09-10-2002	12h40	22,1	13,1	14	12	0,6870	3,11	1,78	100%	sec
09-10-2002	13h20	6,01	4,94	13	12	0,6870	1,8	1,03	100%	sec
09-10-2002	14h	2,43	1,98	13	12	0,6870	1,25	0,72	100%	sec
09-10-2002	14h30	130	32	12	11	0,6895	19	10,92	100%	sec
09-10-2002	15h10	4280	1083	12	10	0,6919	587	338,47	200%	sec
14-11-2002	11h35	27	8,2	12	14	0,6822	1,61	0,92	10%	humide
14-11-2002	12h10	2810	54,1	11	18	0,6728	82,83	35,23	10%	humide
14-11-2002	12h36	6,56	5,95	11	20	0,6682	1,31	0,73	30%	humide
14-11-2002	13h19	2,5	1,76	8	11	0,6895	0,26	0,15	95%	saturée
14-11-2002	13h41	95	56,8	12	11	0,6895	6,4	3,68	95%	humide
14-11-2002	14h10	2,4	2,96	12	9	0,6944	0	0,00	95%	humide
14-11-2002	14h30	4,16	3,87	12	10	0,6919	1,12	0,65	95%	humide
14-11-2002	14h45	2,4	2,6	12	10	0,6919	0,72	0,42	95%	humide
20-11-2002	10h38	26000	2980	6	5	0,7045	1800	1056,69	100%	humide
20-11-2002	11h13	227	30,9	6	7	0,6994	221	128,80	100%	humide
20-11-2002	11h53	9,34	5,6	6	8	0,6969	0,44	0,26	100%	humide
20-11-2002	12h28	3,28	2,61	7	10	0,6919	0,45	0,26	65%	humide
20-11-2002	13h	3,42	2,5	6	9	0,6944	0,3	0,17	35%	humide
20-11-2002	13h26	3,6	2,46	7	10	0,6919	0,31	0,18	30%	humide
20-11-2002	14h05	7,37	4,79	7	9	0,6944	0,1	0,06	30%	humide

$$C = (A * B * Q_{\text{air}}) / (0,2 * 60)$$

Où 0,2 est la surface couverte par la chambre de flux (m²) et 60 est un facteur pour transformer le débit d'air de m³/min en m³/s

Q_{air} (débit d'air d'alimentation de la chambre de flux) = 0,01 m³/min

ρ représente (masse volumique du méthane) en kg/m³

Tableau C.2. Valeurs des flux mesurés sur le site

	Période	heure	Patm (kPa)	Vent km/h	[CH ₄] dans la chambre (ppmv)	FLUX (µg/m ² .s)	[CH ₄] entonnoir (ppmv)	[CH ₄] ISM (ppmv)
1		n/d	n/d	n/d	7.82	4.2	44.00	18.17
2		n/d	n/d	n/d	0.69	0.4	3.60	1.65
3		n/d	n/d	n/d	8.45	4.5	14.00	24.00
4		n/d	n/d	n/d	0.80	0.4	3.25	2.01
5		n/d	n/d	n/d	8.52	4.5	62.00	17.99
6		n/d	n/d	n/d	212.78	113.5	1950.00	397.00
7		n/d	n/d	n/d	5.18	2.8	6.30	15.00
8		n/d	n/d	n/d	3.53	1.9	34.30	6.33
9		n/d	n/d	n/d	2.20	1.2	6.70	5.85
10		n/d	n/d	n/d	0.97	0.5	4.40	2.40
11		n/d	n/d	n/d	1.89	1.0	12.53	4.15
12		n/d	n/d	n/d	509.21	271.6	6147.00	758.00
13		n/d	n/d	n/d	5.23	2.8	11.00	14.55
14	2002-10-21	9h45	101.425	4.86	0.91	0.5	4.20	2.24
15	2002-10-21	10h02	101.455	5.63	1.41	0.8	9.40	3.10
16	2002-10-21	10h20	101.488	6.47	0.96	0.5	3.40	2.50
17	2002-10-21	10h43	101.520	7.84	1.20	0.6	3.70	3.18
18	2002-10-21	11h02	101.543	8.96	8.03	4.3	66.00	15.97
19	2002-10-21	11h23	101.575	8.85	2.01	1.1	3.60	5.67
20	2002-10-22	11h45	102.085	2.88	2.39	1.3	10.41	5.95
21	2002-10-22	12h04	102.138	3.55	1.39	0.7	5.12	3.59
22	2002-10-22	12h22	102.157	4.04	1.50	0.8	4.90	3.94
23	2002-10-22	12h40	102.177	4.04	0.97	0.5	5.80	2.21
24	2002-10-22	13h08	102.183	4.05	1.04	0.6	5.20	2.49
25	2002-10-22	13h50	102.105	4.76	11.19	6.0	162.00	13.17
26	2002-10-22	14h05	102.135	5.54	7.42	4.0	10.22	21.33
27	2001-10-28	10h32	102.472	n/d	11.22	6.0	31.28	30.20
28	2001-10-28	10h55	102.479	n/d	11.67	6.2	49.00	29.30
29	2001-10-28	11h30	102.525	n/d	1.61	0.9	6.30	4.09
30	2001-10-28	12h12	102.596	n/d	3.54	1.9	6.53	9.96
31	2001-10-28	12h40	102.638	n/d	17.53	9.4	20.50	50.90
32	2001-10-28	13h05	102.669	n/d	208.19	111.0	2474.00	315.00
33	2001-10-28	13h50	102.682	n/d	165.15	88.1	1900.00	258.00
34	2001-10-28	14h10	102.687	n/d	89.15	47.5	1128.00	126.00
35	2001-10-28	14h34	102.693	n/d	401.73	214.3	5081.00	568.00
36	2001-10-28	15h00	102.699	n/d	43.90	23.4	286.00	97.00
37	2002-09-18	9h02	101.489	6.4	98.15	52.3	1363.00	123.00
38	2002-09-18	9h32	101.566	6.4	4.13	2.2	25.31	9.33
39	2002-09-18	9h50	101.609	6.68	2.87	1.5	9.00	7.60
40	2002-09-18	10h10	101.639	6.81	102.36	54.6	1200.00	157.00
41	2002-09-18	10h25	101.646	6.72	9.28	4.9	10.41	27.00
42	2002-09-18	10h46	101.655	6.3	29.22	15.6	110.00	75.00
43	2002-09-18	11h05	101.664	5.9	9.96	5.3	18.70	28.00
44	2002-09-18	11h32	101.669	6.14	2.86	1.5	5.81	7.97
45	2002-09-18	11h51	101.673	6.83	14.31	7.6	152.00	24.00
46	2002-08-26	10h20	100.895	9	5.55	3.0	1.38	7.55
47	2002-08-26	10h45	100.902	10.45	6.28	3.4	1.44	8.54
48	2002-08-26	11h45	100.911	13.9	4.22	2.3	1.34	5.74
49	2002-08-26	12h34	100.909	17.12	7.46	4.0	2.45	10.98
50	2002-08-27	11h05	101.878	5.97	8.81	4.7	2.34	15.50
51	2002-08-27	11h45	101.925	8.47	6.84	3.7	1.78	9.71
52	2002-08-27	12h50	102.017	11.32	5.06	2.7	1.14	6.21
53	2002-08-27	13h30	102.057	10.98	1.82	1.0	0.44	3.46
54	2002-07-16	10h00	100.900	5.35	11.19	6.0	5.45	2.59
55	2002-07-16	10h25	100.960	4.7	16.85	9.0	7.99	3.75
56	2002-07-16	11h15	101.037	5.21	101.06	53.9	24.05	3.20
57	2002-07-16	11h50	101.020	5.25	201.25	107.3	630.21	87.00
58	2002-07-16	12h27	101.018	5	24.32	13.0	7.00	34.95
59	2002-07-16	13h20	101.135	4.9	19.20	10.2	7.00	24.90
60	2002-07-17	9h45	101.069	5.1	1.59	0.9	1.10	2.90
61	2002-07-17	10h15	101.035	5	1.24	0.7	1.10	2.67
62	2002-07-17	10h56	100.925	5.75	2.78	1.5	3.19	3.75
63	2002-07-17	11h35	100.899	6.34	8.08	4.3	2.80	10.92
64	2002-07-17	12h20	100.899	6.73	16.56	8.8	6.95	22.39
65	2002-08-30	11h30	101.869	12.3	4.42	2.4	2.57	6.98
66	2002-08-30	12h12	101.880	15.9	2.86	1.5	2.00	2.86
67	2002-08-30	13h00	101.888	16.9	22.38	11.9	11.65	38.25
68	2002-10-08	2h30	102.499	7.57	26.95	14.4	41.00	10.61
69	2002-10-08	3h15	102.494	8.65	611.70	326.2	4001.00	270.00
70	2002-10-08	4h30	102.466	7.84	33.07	17.6	400.00	33.00

Tableau C.2. (Suite)

	Période	heure	Patm (kPa)	Vent km/h	[CH ₄] dans la chambre (ppmv)	FLUX (µg/m ² s)	[CH ₄] entonnoir (ppmv)	[CH ₄] ISM (ppmv)
71	2002-10-08	3h48	102,495	8,11	657,58	350,7	5170,00	396,00
72	2002-10-09	11h35	102,503	7,5	33,27	17,7	460,00	61,00
73	2002-10-09	12h	102,508	8,5	182,50	97,3	1613,00	317,00
74	2002-10-09	12h40	102,479	9,18	3,34	1,8	22,10	13,10
75	2002-10-09	13h20	102,465	9,19	1,93	1,0	6,01	4,94
76	2002-10-09	14h	102,472	9,10	1,34	0,7	2,43	1,98
77	2002-10-09	14h30	102,462	8,70	20,47	10,9	130,00	32,00
78	2002-10-09	15h10	102,445	7,34	634,63	338,5	4280,00	1083,00
79	2002-11-12	11h30	101,742	4,63	0,71	0,4	4,89	1,82
80	2002-11-12	12h32	101,843	5,50	49,41	26,4	531,00	866,00
81	2002-11-14	11h35	101,144	6,50	1,72	0,9	27,00	8,20
82	2002-11-14	12h10	101,175	5,46	66,05	35,2	2810,00	54,10
83	2002-11-14	12h36	101,169	6,90	1,37	0,7	6,56	5,95
84	2002-11-14	13h19	101,088	10,24	0,28	0,1	2,50	1,76
85	2002-11-14	13h41	101,068	10,00	6,89	3,7	95,00	56,80
86	2002-11-14	14h10	101,035	9,77	0,00	0,0	2,40	2,96
87	2002-11-14	14h30	101,055	10,44	1,21	0,6	4,16	3,87
88	2002-11-14	14h45	101,071	11,20	0,78	0,4	2,40	2,60
89	2002-11-20	10h38	101,340	12,62	1981,29	1056,7	26000,0	2980,00
90	2002-11-20	11h13	101,330	9,39	241,51	128,8	227,00	30,90
91	2002-11-20	11h53	101,410	14,48	0,48	0,3	9,34	5,60
92	2002-11-20	12h28	101,393	18,23	0,49	0,3	3,28	2,61
93	2002-11-20	13h	101,358	18,55	0,33	0,2	3,42	2,50
94	2002-11-20	13h26	101,420	18,57	0,34	0,2	3,60	2,46
95	2002-11-20	14h05	101,500	18,47	0,11	0,1	7,37	4,79
96	2002-07-16	14h00	101,131	5,43	12,88	6,9	11,46	15,75
97	2002-07-16	14h34	101,135	5,56	33,73	18,0	35,90	40,76
98	2002-07-17	13h30	100,856	7,77	45,92	24,5	144	55,2
99	2002-07-17	14h20	100,765	7,64	18,13	9,7	11,22	21,75
100		9h30	102,415	n/d	0,66	0,4	1,44	0,84
101		9h55	102,383	n/d	1,16	0,6	1,48	1,38
102		9h46	102,366	n/d	1,07	0,6	1,49	1,28
103		11h05	102,350	n/d	0,38	0,2	1,50	0,70
104		11h25	102,348	n/d	0,35	0,2	1,51	0,75
105	2001-10-29	10h47	102,345	n/d	0,80	0,4	1,59	1,27
106	2001-10-29	11h12	102,343	n/d	0,84	0,4	1,60	1,35
107	2001-10-29	11h40	102,342	n/d	7,52	4,0	350,00	14,90
108	2001-10-29	11h58	102,341	n/d	2,70	1,4	1,30	5,70
109	2001-10-29	12h15	102,365	n/d	1,26	0,7	1,93	2,38
110	2001-10-29	12h32	102,392	n/d	0,42	0,2	2,50	1,23
111	2001-10-29	12h50	102,421	n/d	1,29	0,7	3,91	2,39
112	2001-10-29	13h15	102,418	n/d	0,96	0,5	7,06	1,90
113	2001-10-29	13h40	102,386	n/d	5,78	3,1	8,00	8,98
114	2001-10-29	14h40	102,325	n/d	2,10	1,1	11,29	3,85
115	2001-10-29	15h25	102,247	n/d	23,84	12,7	45,00	44,75
116	2001-10-29	15h55	102,170	n/d	1092,57	582,7	11000,00	1693,40
117	2001-10-29	16h10	102,149	n/d	61,06	32,6	2000,00	98,50
118	2002-07-23	9h00	102,123	18,30	79,25	21,2	57,60	3,20
119	2002-07-23	9h40	102,123	16,25	76,12	20,4	57,60	3,20
120	2002-07-23	10h20	102,135	15,31	82,32	22,0	57,60	3,20

Tableau C.2. (Suite)

	Période	heure	Patm (kPa)	Vent km/h	[CH ₄] dans la chambre (ppmv)	FLUX ($\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{s}$)	[CH ₄] entonnoir (ppmv)	[CH ₄] ISM (ppmv)
121	2002-07-23	11h05	102,125	15,11	44,35	23,7	49,30	3,20
122	2002-07-23	11h30	102,161	14,95	45,90	24,5	49,30	3,20
123	2002-07-23	11h53	112,174	14,74	42,15	22,5	49,30	3,20
124	2002-07-23	12h30	102,195	14,22	28,71	20,0	54,80	3,20
125	2002-07-23	13h05	102,224	13,37	24,30	16,9	54,80	3,20
126	2002-07-23	13h45	102,303	14,00	23,25	16,2	54,80	3,20
127	2002-07-25	8h30	102,139	4,43	19,62	5,3	6,62	2,59
128	2002-07-25	9h05	102,135	4,90	16,51	4,5	6,62	2,59
129	2002-07-25	9h40	102,089	5,33	18,67	5,0	6,62	2,59
130	2002-07-25	10h00	102,062	5,54	9,84	5,3	5,67	2,59
131	2002-07-25	10h20	102,070	5,75	9,74	5,3	5,67	2,59
132	2002-07-25	10h40	102,078	5,90	10,41	5,6	5,67	2,59
133	2002-07-25	10h55	102,085	6,00	6,90	5,6	5,61	2,59
134	2002-07-25	11h10	102,093	6,13	7,20	5,8	5,61	2,59
135	2002-07-25	11h30	102,105	6,25	7,12	5,8	5,61	2,59
136	2002-07-25	11h45	102,116	6,32	27,13	7,3	9,73	3,75
137	2002-07-25	12h20	102,120	6,50	25,62	6,9	9,73	3,75
138	2002-07-25	13h00	102,108	6,60	24,17	6,5	9,73	3,75
139	2002-07-25	13h40	102,081	6,58	15,42	8,3	7,75	3,75
140	2002-07-25	14h00	102,067	6,54	14,76	8,0	7,75	3,75
141	2002-07-25	14h20	102,107	6,54	13,82	7,5	7,75	3,75
142	2002-07-25	14h43	102,125	6,94	9,43	7,6	9,48	3,75
143	2002-07-25	14h55	102,145	7,15	10,57	8,6	9,48	3,75
144	2002-07-25	15h12	102,139	7,46	8,76	7,1	9,48	3,75
145	2002-07-25	15h30	102,123	6,71	181,00	48,9	96	13,75
146	2002-07-25	16h00	102,097	7,0	167,00	45,1	104,0	13,8
147	2002-07-25	16h31	102,121	6,8	159,00	42,9	122,0	13,8
148	2002-07-25	17h05	102,039	7,2	98,00	52,9	96,0	13,8
149	2002-07-25	17h22	101,995	7,4	91,00	49,1	104,0	13,8
150	2002-07-25	17h40	102,025	7,5	79,00	42,7	122,0	13,8
151		12h35	101,953	8,0	1,09	0,6	4,3	2,9
152		13h10	101,960	9,1	0,83	0,4	3,1	2,0
153		13h50	101,955	9,8	93,96	50,1	12,5	8,9
154		14h18	101,917	11,9	644,05	343,5	3468,0	586,0

Remarque :

Le flux de CH₄ noté FLUX est calculé comme présenté en annexe C. Les informations relatives aux conditions météorologiques sont présentées en annexe E

Tableau C.3. Valeur des flux mesurés pour la détermination du taux d'oxydation

n	[CH ₄] dans la chambre (ppmv)	z (profondeur) (cm)	Tsol (°C)	Tchambre (°C)	ρ (kg/m3)	A	B
						Flux de CH ₄ (μg/m2/s)	Taux d'oxydation (%)
1	2,6	0	13	26	0,6547	1,4	22%
	96	20	11	24	0,6591	52,7	
	123	31	11	24	0,6591	67,6	
2	3,2	0	12	24	0,6591	1,8	22%
	103	20	10	25	0,6569	56,4	
	132	31	11	23	0,6614	72,7	
3	4,5	0	12	25	0,6569	2,5	47%
	72	20	13	23	0,6614	39,7	
	137	31	12	24	0,6591	75,2	
4	3,4	0	13	24	0,6591	1,9	49%
	59	20	12	23	0,6614	32,5	
	116	31	12	22	0,6636	64,1	
5	10,7	0	13	25	0,6569	5,9	32%
	96	20	12	24	0,6591	52,7	
	142	31	nd	24	0,6591	78,0	
6	9,2	0	13	26	0,6547	5,0	40%
	79	20	12	25	0,6591	43,4	
	132	31	12	23	0,6614	72,7	
7	2,56	0	13	24	0,6591	1,4	38%
	104	15	11	25	0,6569	56,9	
	168	32	12	26	0,6547	91,7	
8	4,76	0	12	26	0,6547	2,6	48%
	24,6	21	11	26	0,6547	13,4	
	47	31	12	25	0,6569	25,7	
9	2	0	13	21	0,6659	1,1	12%
	16,9	20	12	19	0,6705	9,4	
	19,2	35	12	20	0,6682	10,7	
10	3,2	0	13	19	0,6705	1,8	27%
	27,8	21	11	20	0,6682	15,5	
	38,2	32	11	20	0,6682	21,3	
11	0,21	0	12	19	0,6705	0,1	15%
	29,9	21	12	20	0,6682	16,6	
	35,6	32	11	22	0,6636	19,7	
12	4,9	0	12	17	0,6751	2,8	25%
	59,1	20	11	17	0,6751	33,2	
	78,7	34	12	16	0,6775	44,4	

Exemple de calcul (cas de n=1)

$$\text{Taux d'oxydation} = ((67,56 - 52,73)/67,56) * 100$$

Validation des mesures au FID

Les concentrations de CH₄ déterminées directement dans la chambre de flux avec le FID ont été comparées à celles obtenues par analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR).

Les analyses FTIR ont été réalisées au laboratoire de la Ville de Montréal sur des échantillons prélevés dans des sacs aluminisés. Le tableau C.3 présente les résultats obtenus pour la valeur de la concentration de CH₄ mesurée par les deux méthodes (FID et FTIR). Les résultats d'analyse du laboratoire de la Ville de Montréal sont présentés au tableau C.4 et C.5.

Tableau C.3. Valeurs des concentrations CH₄ déterminées par analyse au FID et par analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

Date	N° de sac	[CH ₄] (ppmv) mesuré au FID dans la chambre de flux	[CH ₄] (ppmv) mesuré par FTIR en laboratoire
2003-04-29	Sac #1	2,56	4
2003-04-29	Sac #2	104	123
2003-04-29	Sac #3	168	158
2003-04-29	Sac #4	4,76	4
2003-04-29	Sac #5	10,6	4
2003-04-29	Sac #6	47	52
2003-04-15	Sac #1	0,21	4
2003-04-15	Sac #2	29	27
2003-04-15	Sac #3	79,2	65
2003-04-15	Sac #5	62	56
2002-11-27	Sac #4	0,99	0
2002-11-27	Sac #6	0	0
2002-11-27	Sac #3	85,05	85

Tableau C.4. Résultats des analyses FTIR des échantillons du 29 avril 2003

03C-124

CESM 2003 - Émanations

Tableau des résultats

<u>Échantillons</u> <u>29-avr-2003</u>	<u>Référence</u> <u>no de</u> <u>laboratoire</u>	<u>Méthane</u> <u>(ppm CH₄)</u>	<u>Dioxyde de carbone</u> <u>(ppm CO₂)</u>
Sac 1	CESM_030429_Sac1	< 4	153
Sac 2	CESM_030429_Sac2	123	1337
Sac 3	CESM_030429_Sac3	158	1043
Sac 4	CESM_030429_Sac4	< 4	245
Sac 5	CESM_030429_Sac5	< 4	326
Sac 6	CESM_030429_Sac6	52	1429

Remarques:

Méthane: la valeur minimale rapportée est de < 4 ppm CH₄.
 Cette valeur correspond au point le plus bas utilisée sur la courbe pour la
 détermination du CH₄. La limite de détection est à déterminer.

Évaluation de la teneur en CH₄ et CO₂ de 6 échantillons.
 Prélevés au CEM pour évaluer les émissions de biogaz (boîte de flux).
 Date de prélèvement: le 29 avril 2003.
 Prélevé par: Bruno Fécl.

Date d'analyse: le 30 avril 2003.

Note:

Les échantillons ont été analysés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier.

Note: le rapport officiel sera transmis à M. Martin Héroux de la section Environnement
 de la ville de Montréal.

Date: le 1 mai 2003.
 Par: Yves Longpré

Tableau C.5. Résultats des analyses FTIR des échantillons du 15 avril 2003

03C-116

CESM 2003 - Émanations

Tableau des résultats

<u>Échantillons</u> <u>15-avr-2003</u>	<u>Référence</u> <u>no de</u> <u>laboratoire</u>	<u>Méthane</u> <u>(ppm CH₄)</u>	<u>Dioxyde de carbone</u> <u>(ppm CO₂)</u>
Sac 1	CESM-030416\CESM_sac1	< 4	107
Sac 2	CESM-030416\CESM_sac2	27	1121
Sac 3	CESM-030416\CESM_sac3	65	271
Sac 4	CESM-030423\Sac4	18624	13056
Sac 5	CESM-030416\CESM_sac5	56	262
Sac 6	CESM-030423\Sac6	21344	15040

Remarques:

Méthane: la valeur minimale rapportée est de < 4 ppm CH₄.

Cette valeur correspond au point le plus bas utilisée sur la courbe pour la détermination du CH₄. La limite de détection est à déterminer.

Évaluation de la teneur en CH₄ et CO₂ de 6 échantillons.

Prélevés au CESM pour évaluer les émissions de biogaz (boîte de flux).

Date de prélèvement: le 15 avril 2003.

Prélevé par: Bruno Féclil.

Date d'analyse: le 16 avril 2003 (Sac no 1, 2, 3 et 5).

Date d'analyse: le 23 avril 2003 (Sac no 4 et 6).

Note:

Les échantillons ont été analysés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier.

Les échantillons des sacs no 4 et 6 ont été dilués 32 fois pour analyse.

Une évaluation des sacs no 4 et 6 a été effectué le 16 avril 2003 à l'aide d'un appareil

LANDSURVEYOR 2 de GMI (détecteur de biogaz par infrarouge)

Sac no 4 ; CH₄: 2.2% et CO₂: 1.5%.

Sac no 6 ; CH₄: 2.6% et CO₂: 1.8%.

Note: le rapport officiel sera transmis à M. Martin Héroux de la section Environnement de la ville de Montréal.

Date: le 24 avril 2003.

Révisée le 2 mai 2003

Par: Yves Longpré

La figure C.1 présente la concentration de méthane mesurée par FTIR en fonction de la concentration de méthane mesurée au FID (les données sont issues du tableau C.3). La forte corrélation entre les concentrations de CH₄ mesurées par ces deux méthodes permet de valider l'utilisation du FID pour l'estimation de la concentration du méthane dans la chambre de flux au cours des campagnes sur le terrain.

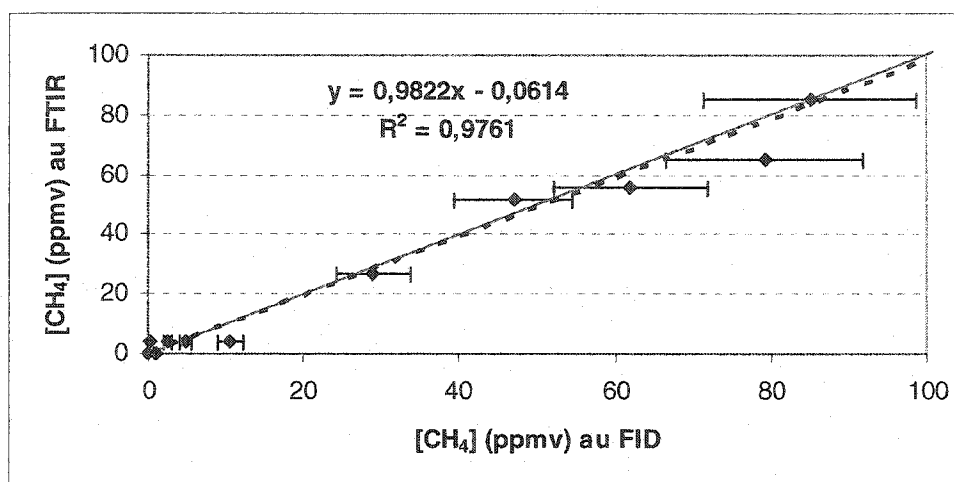


Figure C.1. Corrélation entre les concentrations en méthane mesurées avec le FID et par méthode FTIR

Détermination de l'erreur sur l'émission en utilisant la chambre de flux dynamique

$$F = \frac{[CH_4] \times Q_{air}}{\text{Surface (S) couverte par la chambre de flux}}$$

$$F = \frac{[CH_4] \times \rho_{CH_4} \times Q_{air}}{\text{Surface (S) couverte par la chambre de flux}}$$

L'erreur sur le flux est déterminée en utilisant un développement de Taylor pour la variable F dépendante des variables [CH₄], ρ_{CH_4} , Q_{air} et S.

$$\frac{\partial F}{\partial [CH_4]} = \frac{Q_{air} \times \rho}{S}$$

$$\frac{\partial F}{\partial Q_{air}} = \frac{[CH_4] \times \rho}{S}$$

$$\frac{\partial F}{\partial \rho} = \frac{[CH_4] \times Q_{air}}{S}$$

$$\frac{\partial F}{\partial S} = -\frac{[CH_4] \times \rho \times Q_{air}}{S^2}$$

Donc

$$\Delta F = \frac{Q_{air} \times \rho}{S} \times \Delta[CH_4] + \frac{[CH_4] \times \rho}{S} \times \Delta Q_{air} + \frac{[CH_4] \times Q_{air}}{S} \times \Delta \rho$$

Avec $\Delta Q_{air} = 0.001 \text{ m}^3/\text{min}$

$\Delta[CH_4] = 0,16 [CH_4]$ (voir tableau D.1)

$\Delta \rho = 0,002 \text{ kg/m}^3$ d'après la figure C.2 qui présente la valeur de la masse volumique du CH_4 en fonction de la température à la pression atmosphérique (tiré de Perry et Green, 1984)

$\Delta S = 0 \text{ m}^2$

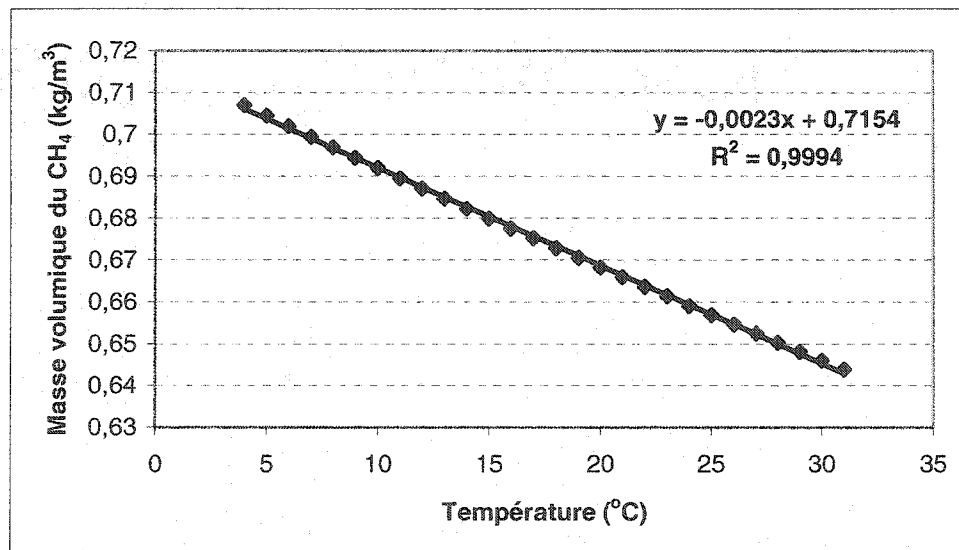


Figure C.2. Variation de la masse volumique du méthane pour la plage de températures observées dans la chambre de flux à la pression atmosphérique

6.4 Annexe D : Détermination de l'erreur de mesure avec le FID (TVA 1000)

Afin de déterminer l'erreur sur la concentration de CH_4 estimée au FID, plusieurs mesures ont été effectuées sur quatre standards de concentration en CH_4 connue, dans les conditions expérimentales du terrain. Les standards contenus dans des sacs Tedlar avaient les concentrations suivantes: 0,99 ; 10,4 ; 84 et 999 ppmv de CH_4 .

Les mesures ont été répétées 3 fois pour chaque standard. Pour chaque mesure l'écart type a été déterminé, ainsi que l'erreur relative. Les résultats sont présentés au tableau D.1. La valeur maximale de l'erreur relative rencontrée au cours des différentes mesures a été retenue pour caractériser l'erreur de mesure avec le FID. L'erreur relative maximale est de 16%.

Tableau D.1. Estimation de l'erreur relative de mesure de la concentration du CH_4 avec le détecteur à ionisation de flamme TVA 1000

	Standard	Mesure #1	Mesure #2	Mesure #3	moyenne	Écart type	Erreur relative
1	10,4	9,0	8,9	8,9	8,9	0,0	14%
2	84	75,2	75,5	75,5	75,4	0,2	10%
3	999	872,0	865,0	867,0	868,0	3,6	13%
4	10,4	9,0	9,0	8,9	8,9	0,0	14%
5	84	74,6	75,2	75,4	75,1	0,4	11%
6	999	863,0	867,0	866,0	865,3	2,1	13%
7	10,4	8,9	9,0	8,9	8,9	0,1	14%
8	84	75,6	75,5	76,5	75,8	0,5	10%
9	999	878,0	876,0	875,0	876,3	1,5	12%
10	10,4	8,9	8,9	8,9	8,9	0,0	14%
11	84	76,3	75,4	76,5	76,1	0,6	9%
12	999	877,0	878,0	875,0	876,7	1,5	12%
13	0,99	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	6%
14	10,4	8,7	8,8	8,8	8,8	0,0	16%
15	84	75,1	75,4	74,9	75,1	0,3	11%
16	999	870,0	872,0	872,0	871,3	1,2	13%
17	0,99	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	8%
18	10,4	8,9	8,8	8,8	8,8	0,0	15%
19	84	74,8	75,2	75,4	75,1	0,3	11%
20	999	875,0	874,0	875,0	874,7	0,6	12%
21	0,99	0,9	0,9	1,0	0,9	0,0	5%
22	10,4	8,7	8,8	8,7	8,7	0,0	16%
23	84	77,0	77,3	76,9	77,1	0,2	8%
24	999	898,0	899,0	901,0	899,3	1,5	10%

Tableau D.1. (Suite)

	Standard	Mesure #1	Mesure #2	Mesure #3	moyenne	Écart type	Erreur relative
25	0,99	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	2%
26	10,4	8,8	8,8	8,8	8,8	0,0	16%
27	84	77,2	77,4	77,1	77,3	0,1	8%
28	999	896,0	899,0	903,0	899,3	3,5	10%
29	0,99	1,0	1,0	0,9	1,0	0,0	4%
30	10,4	9,6	9,6	9,6	9,6	0,0	8%
31	84	80,8	81,0	81,0	80,9	0,1	4%
32	999	907,0	908,0	908,0	907,7	0,6	9%
33	0,99	1,0	0,9	0,9	0,9	0,0	5%
34	10,4	9,6	9,6	9,6	9,6	0,0	8%
35	84	81,8	81,0	79,7	80,8	1,1	4%
36	999	907,0	908,0	909,0	908,0	1,0	9%
37	0,99	1,0	1,0	0,9	1,0	0,0	4%
38	10,4	9,6	9,6	9,6	9,6	0,0	8%
39	84	78,8	78,2	77,9	78,3	0,5	7%
40	999	942,0	934,0	931,0	935,7	5,7	6%
41	0,99	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	3%
42	10,4	9,5	9,5	9,2	9,4	0,2	10%
43	84	78,6	78,6	78,8	78,7	0,1	6%
44	999	918,0	928,0	923,0	923,0	5,0	8%
45	0,99	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	4%
46	10,4	9,2	9,1	9,1	9,1	0,1	12%
47	84	77,7	79,0	79,2	78,6	0,8	6%
48	999	945,0	933,0	926,0	934,7	9,6	6%
49	0,99	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	4%
50	10,4	9,1	9,0	9,1	9,1	0,1	13%
51	84	78,2	78,0	77,8	78,0	0,2	7%
52	999	934,0	925,0	932,0	930,3	4,7	7%
53	0	0,0	nd	nd	0,0	nd	nd
54	999	999,0	nd	nd	999,0	nd	0%
55	0	1,2	nd	nd	1,2	nd	nd
56	10,4	11,1	nd	nd	11,1	nd	7%
57	84	88,0	nd	nd	88,0	nd	5%
58	999	1000,0	nd	nd	1000,0	nd	0%
59	0	0,8	nd	nd	0,8	nd	nd
60	10,4	10,1	nd	nd	10,1	nd	3%
61	84	85,0	nd	nd	85,0	nd	1%
62	999	997,0	nd	nd	997,0	nd	0%

6.5 Annexe E : Données météorologiques fournies par la station météo du CESM

Tableau E.1. Pression atmosphérique

	Heure	P (mb)		Heure	P (mb)
04-sept	US99:01.03.MXB	08:00:04 1006,31	18-sept	US99:01.03.MXB	08:00:05 1014,16
	US99:01.03.MXB	09:00:05 1006,58		US99:01.03.MXB	09:00:05 1014,64
	US99:01.03.MXB	10:00:02 1007,01		US99:01.03.MXB	10:00:02 1016,09
	US99:01.03.MXB	11:00:04 1007,33		US99:01.03.MXB	11:00:03 1016,38
	US99:01.03.MXB	12:00:05 1006,75		US99:01.03.MXB	12:00:03 1016,51
	US99:01.03.MXB	13:00:02 1006,78		US99:01.03.MXB	13:00:04 1016,68
	US99:01.03.MXB	14:00:02 1006,87		US99:01.03.MXB	14:00:04 1016,74
	US99:01.03.MXB	15:00:05 1007,26		US99:01.03.MXB	15:00:02 1016,49
	US99:01.03.MXB	16:00:02 1006,81		US99:01.03.MXB	16:00:02 1016,12
	US99:01.03.MXB	17:00:04 1006,89		US99:01.03.MXB	17:00:03 1015,5
	US99:01.03.MXB	18:00:03 1006,83			
08-oct	US99:01.03.MXB	08:00:05 1018,29	09-oct	US99:01.03.MXB	08:00:05 1024,36
	US99:01.03.MXB	09:00:05 1019,39		US99:01.03.MXB	09:00:05 1024,44
	US99:01.03.MXB	10:00:02 1019,67		US99:01.03.MXB	10:00:02 1024,33
	US99:01.03.MXB	11:00:03 1021,95		US99:01.03.MXB	11:00:03 1024,72
	US99:01.03.MXB	12:00:03 1022,96		US99:01.03.MXB	12:00:03 1024,83
	US99:01.03.MXB	13:00:04 1024,11		US99:01.03.MXB	13:00:04 1024,4
	US99:01.03.MXB	14:00:04 1024,7		US99:01.03.MXB	14:00:04 1024,47
	US99:01.03.MXB	15:00:02 1024,77		US99:01.03.MXB	15:00:02 1024,27
	US99:01.03.MXB	16:00:02 1024,68		US99:01.03.MXB	16:00:02 1023,82
	US99:01.03.MXB	17:00:03 1024,13		US99:01.03.MXB	17:00:03 1023,03
12-nov	US99:01.03.MXB	08:00:05 1015,37	14-nov	US99:01.03.MXB	08:00:05 1010,97
	US99:01.03.MXB	09:00:05 1015,81		US99:01.03.MXB	09:00:05 1010,84
	US99:01.03.MXB	10:00:02 1016,18		US99:01.03.MXB	10:00:02 1011,78
	US99:01.03.MXB	11:00:03 1016,88		US99:01.03.MXB	11:00:03 1010,7
	US99:01.03.MXB	12:00:03 1017,46		US99:01.03.MXB	12:00:03 1011,53
	US99:01.03.MXB	13:00:04 1018,82		US99:01.03.MXB	13:00:04 1011,39
	US99:01.03.MXB	14:00:04 1017,61		US99:01.03.MXB	14:00:04 1009,99
	US99:01.03.MXB	15:00:02 1017,85		US99:01.03.MXB	15:00:02 1010,62
	US99:01.03.MXB	16:00:02 1017,59		US99:01.03.MXB	16:00:02 1009,54
	US99:01.03.MXB	17:00:03 1017,18		US99:01.03.MXB	17:00:03 1008,2
20-nov	US99:01.03.MXB	08:00:05 1012,62	27-nov	US99:01.03.MXB	08:00:05 1018,17
	US99:01.03.MXB	09:00:05 1013,74		US99:01.03.MXB	09:00:05 1017,97
	US99:01.03.MXB	10:00:02 1013,79		US99:01.03.MXB	10:00:02 1018,99
	US99:01.03.MXB	11:00:03 1012,79		US99:01.03.MXB	11:00:03 1019,08
	US99:01.03.MXB	12:00:03 1013,99		US99:01.03.MXB	12:00:03 1019,15
	US99:01.03.MXB	13:00:04 1013,33		US99:01.03.MXB	13:00:04 1019,37
	US99:01.03.MXB	14:00:04 1014,78		US99:01.03.MXB	14:00:04 1019,29
	US99:01.03.MXB	15:00:02 1014,48		US99:01.03.MXB	15:00:02 1018,06
	US99:01.03.MXB	16:00:02 1015,41		US99:01.03.MXB	16:00:02 1017,07
	US99:01.03.MXB	17:00:03 1015,05		US99:01.03.MXB	17:00:03 1016,15
15-avr	US99:01.03.MXB	12:00:03 1002,73			
	US99:01.03.MXB	13:00:04 1003			
	US99:01.03.MXB	14:00:04 999,69			
	US99:01.03.MXB	15:00:02 998,96			

Remarque : US99 :01.03.MXB représente l'étiquette logique du baromètre

Tableau E.2. Vitesse du vent

		Heure	Vitesse (km/h)			Heure	Vitesse (km/h)
04-sept	US99:99.05.VM1	08:18:04	15,43	18-sept	US99:99.05.VM1	08:18:04	6,41
	US99:99.05.VM1	09:18:04	12,36		US99:99.05.VM1	09:18:04	6,47
	US99:99.05.VM1	10:18:04	10,96		US99:99.05.VM1	10:18:04	6,87
	US99:99.05.VM1	11:18:04	11,26		US99:99.05.VM1	11:18:04	5,64
	US99:99.05.VM1	12:18:04	13,74		US99:99.05.VM1	12:18:04	7,8
	US99:99.05.VM1	13:18:04	15,28		US99:99.05.VM1	13:18:04	9,15
	US99:99.05.VM1	14:18:04	15,98		US99:99.05.VM1	14:18:04	8,41
	US99:99.05.VM1	15:18:04	19,72		US99:99.05.VM1	15:18:04	7,78
	US99:99.05.VM1	16:18:04	21,19		US99:99.05.VM1	16:18:04	5,13
	US99:99.05.VM1	17:18:04	23,82		US99:99.05.VM1	17:18:04	4,21
	US99:99.05.VM1	18:18:04	24,51				
08-oct	US99:99.05.VM1	08:18:04	7,33	09-oct	US99:99.05.VM1	08:18:04	5,76
	US99:99.05.VM1	09:18:04	6,86		US99:99.05.VM1	09:18:04	5,29
	US99:99.05.VM1	10:18:04	6,99		US99:99.05.VM1	10:18:04	6,24
	US99:99.05.VM1	11:18:04	5,06		US99:99.05.VM1	11:18:04	6,85
	US99:99.05.VM1	12:18:04	8,35		US99:99.05.VM1	12:18:04	9,22
	US99:99.05.VM1	13:18:04	10,18		US99:99.05.VM1	13:18:04	9,19
	US99:99.05.VM1	14:18:04	7,3		US99:99.05.VM1	14:18:04	9,04
	US99:99.05.VM1	15:18:04	8,65		US99:99.05.VM1	15:18:04	7,34
	US99:99.05.VM1	16:18:04	7,57		US99:99.05.VM1	16:18:04	6,96
	US99:99.05.VM1	17:18:04	8,92		US99:99.05.VM1	17:18:04	8,49
12-nov	US99:99.05.VM1	08:18:04	4,02	14-nov	US99:99.05.VM1	08:18:04	6,23
	US99:99.05.VM1	09:18:04	3,41		US99:99.05.VM1	09:18:04	9,28
	US99:99.05.VM1	10:18:04	5,82		US99:99.05.VM1	10:18:04	9,36
	US99:99.05.VM1	11:18:04	4,17		US99:99.05.VM1	11:18:04	6,91
	US99:99.05.VM1	12:18:04	5,09		US99:99.05.VM1	12:18:04	5,46
	US99:99.05.VM1	13:18:04	6,78		US99:99.05.VM1	13:18:04	10,24
	US99:99.05.VM1	14:18:04	6,06		US99:99.05.VM1	14:18:04	9,77
	US99:99.05.VM1	15:18:04	5,51		US99:99.05.VM1	15:18:04	12,93
	US99:99.05.VM1	16:18:04	5,13		US99:99.05.VM1	16:18:04	12,79
	US99:99.05.VM1	17:18:04	5,71		US99:99.05.VM1	17:18:04	12,74
20-nov	US99:99.05.VM1	08:18:04	15,62	27-nov	US99:99.05.VM1	08:18:04	6,62
	US99:99.05.VM1	09:18:04	15,92		US99:99.05.VM1	09:18:04	7,29
	US99:99.05.VM1	10:18:04	14,24		US99:99.05.VM1	10:18:04	6,78
	US99:99.05.VM1	11:18:04	9,39		US99:99.05.VM1	11:18:04	8,38
	US99:99.05.VM1	12:18:04	18,13		US99:99.05.VM1	12:18:04	7,51
	US99:99.05.VM1	13:18:04	18,74		US99:99.05.VM1	13:18:04	9,38
	US99:99.05.VM1	14:18:04	17,5		US99:99.05.VM1	14:18:04	10,11
	US99:99.05.VM1	15:18:04	16,76		US99:99.05.VM1	15:18:04	11,93
	US99:99.05.VM1	16:18:04	13,87		US99:99.05.VM1	16:18:04	9,17
	US99:99.05.VM1	17:18:04	17,83		US99:99.05.VM1	17:18:04	9,75
15-avr	US99:99.05.VM1	12:18:04	12,71				
	US99:99.05.VM1	13:18:04	8,14				
	US99:99.05.VM1	14:18:04	2,8				
	US99:99.05.VM1	15:18:04	3,98				

Remarque : US99 :99.05.VM1 représente l'étiquette logique de l'anémomètre

Tableau E.3. Humidité relative

	Heure	H(%)		Heure	H(%)		Heure	H(%)			
04-sept	US99:01.02.MXB	08:00:03	74,02	18-sept	US99:01.02.MXB	08:00:05	67,89	15-avr	US99:99.01.HM1	12:18:04	59,97
	US99:99.01.HM1	08:18:04	73,31		US99:99.01.HM1	08:18:04	68,26		US99:99.01.HM1	13:18:04	69
	US99:01.02.MXB	09:00:05	72,92		US99:01.02.MXB	09:00:04	66		US99:99.01.HM1	14:18:04	70,13
	US99:99.01.HM1	09:18:04	72		US99:99.01.HM1	09:18:04	68,43		US99:99.01.HM1	15:18:04	61,67
	US99:01.02.MXB	10:00:02	74,51		US99:01.02.MXB	10:00:01	68,35				
	US99:99.01.HM1	10:18:04	73,4		US99:99.01.HM1	10:18:04	67,82				
	US99:01.02.MXB	11:00:03	77,96		US99:01.02.MXB	11:00:03	69,07				
	US99:99.01.HM1	11:18:04	77,2		US99:99.01.HM1	11:18:04	68,45				
	US99:01.02.MXB	12:00:04	72,94		US99:01.02.MXB	12:00:03	63,58				
	US99:99.01.HM1	12:18:04	73,96		US99:99.01.HM1	12:18:04	64,97				
	US99:01.02.MXB	13:00:02	68,49		US99:01.02.MXB	13:00:04	60,83				
	US99:99.01.HM1	13:18:04	70,18		US99:99.01.HM1	13:18:04	60,93				
	US99:01.02.MXB	14:00:02	64,34		US99:01.02.MXB	14:00:04	58,79				
	US99:99.01.HM1	14:18:04	65,49		US99:99.01.HM1	14:18:04	59,36				
	US99:01.02.MXB	15:00:04	63		US99:01.02.MXB	15:00:02	59,32				
	US99:99.01.HM1	15:18:04	62,86		US99:99.01.HM1	15:18:04	58,32				
US99:01.02.MXB	16:00:02	59,57	US99:01.02.MXB	16:00:02	49,69						
US99:99.01.HM1	16:18:04	59,46	US99:99.01.HM1	16:18:04	50,77						
US99:01.02.MXB	17:00:04	52,73	US99:01.02.MXB	17:00:03	39,99						
08-oct	US99:01.02.MXB	07:00:02	74,66	09-oct	US99:01.02.MXB	07:00:02	57,94				
	US99:99.01.HM1	07:18:04	73,47		US99:99.01.HM1	07:18:04	65,66				
	US99:01.02.MXB	08:00:05	75,16		US99:01.02.MXB	08:00:05	57,14				
	US99:99.01.HM1	08:18:04	73,43		US99:99.01.HM1	08:18:04	57,68				
	US99:01.02.MXB	09:00:04	69,7		US99:01.02.MXB	09:00:04	61,03				
	US99:99.01.HM1	09:18:04	70,55		US99:99.01.HM1	09:18:04	60,38				
	US99:01.02.MXB	10:00:01	69,39		US99:01.02.MXB	10:00:01	61,23				
	US99:99.01.HM1	10:18:04	68,12		US99:99.01.HM1	10:18:04	61,01				
	US99:01.02.MXB	11:00:03	69,68		US99:01.02.MXB	11:00:03	57,76				
	US99:99.01.HM1	11:18:04	69,38		US99:99.01.HM1	11:18:04	57,37				
	US99:01.02.MXB	12:00:03	69,74		US99:01.02.MXB	12:00:03	60,97				
	US99:99.01.HM1	12:18:04	71,9		US99:99.01.HM1	12:18:04	60,07				
	US99:01.02.MXB	13:00:04	55,31		US99:01.02.MXB	13:00:04	64,22				
	US99:99.01.HM1	13:18:04	58,64		US99:99.01.HM1	13:18:04	62,78				
	US99:01.02.MXB	14:00:04	50,11		US99:01.02.MXB	14:00:04	64,51				
	US99:99.01.HM1	14:18:04	52,01		US99:99.01.HM1	14:18:04	64,45				
US99:01.02.MXB	15:00:02	43,72	US99:01.02.MXB	15:00:02	63,25						
US99:99.01.HM1	15:18:04	46,42	US99:99.01.HM1	15:18:04	61,84						
US99:01.02.MXB	16:00:02	43,33	US99:01.02.MXB	16:00:02	56,89						
US99:99.01.HM1	16:18:04	44,84	US99:99.01.HM1	16:18:04	57,9						
US99:01.02.MXB	17:00:03	40,27	US99:01.02.MXB	17:00:03	60,52						
12-nov	US99:01.02.MXB	08:00:05	72,12	14-nov	US99:01.02.MXB	08:00:05	88,58				
	US99:99.01.HM1	08:18:04	72,54		US99:99.01.HM1	08:18:04	89,23				
	US99:01.02.MXB	09:00:04	73,87		US99:01.02.MXB	09:00:04	84,93				
	US99:99.01.HM1	09:18:04	74,37		US99:99.01.HM1	09:18:04	85,92				
	US99:01.02.MXB	10:00:01	74,68		US99:01.02.MXB	10:00:01	83,73				
	US99:99.01.HM1	10:18:04	74,31		US99:99.01.HM1	10:18:04	84,01				
	US99:01.02.MXB	11:00:03	74,68		US99:01.02.MXB	11:00:03	86,77				
	US99:99.01.HM1	11:18:04	75,23		US99:99.01.HM1	11:18:04	85,46				
	US99:01.02.MXB	12:00:03	75,02		US99:01.02.MXB	12:00:03	90,8				
	US99:99.01.HM1	12:18:04	73,98		US99:99.01.HM1	12:18:04	90,16				
	US99:01.02.MXB	13:00:04	75,64		US99:01.02.MXB	13:00:04	76,41				
	US99:99.01.HM1	13:18:04	74,66		US99:99.01.HM1	13:18:04	78,3				
	US99:01.02.MXB	14:00:04	74,39		US99:01.02.MXB	14:00:04	68,2				
	US99:99.01.HM1	14:18:04	75,02		US99:99.01.HM1	14:18:04	68,63				
	US99:01.02.MXB	15:00:02	72,56		US99:01.02.MXB	15:00:02	62,56				
	US99:99.01.HM1	15:18:04	73,03		US99:99.01.HM1	15:18:04	63,02				
US99:01.02.MXB	16:00:02	71,86	US99:01.02.MXB	16:00:02	55,71						
US99:99.01.HM1	16:18:04	72,17	US99:99.01.HM1	16:18:04	58,11						
US99:01.02.MXB	17:00:03	73,34	US99:01.02.MXB	17:00:03	53,55						
20-nov	US99:01.02.MXB	08:00:05	97,12	27-nov	US99:01.02.MXB	08:00:05	64,73				
	US99:99.01.HM1	08:18:04	97,06		US99:99.01.HM1	08:18:04	65,75				
	US99:01.02.MXB	09:00:04	96,31		US99:01.02.MXB	09:00:04	68,57				
	US99:99.01.HM1	09:18:04	96,55		US99:99.01.HM1	09:18:04	67,59				
	US99:01.02.MXB	10:00:01	94,1		US99:01.02.MXB	10:00:01	66,47				
	US99:99.01.HM1	10:18:04	94,29		US99:99.01.HM1	10:18:04	67,95				
	US99:01.02.MXB	11:00:03	86,45		US99:01.02.MXB	11:00:03	62,14				
	US99:99.01.HM1	11:18:04	88,35		US99:99.01.HM1	11:18:04	63,51				
	US99:01.02.MXB	12:00:03	81,21		US99:01.02.MXB	12:00:03	63,51				
	US99:99.01.HM1	12:18:04	82,45		US99:99.01.HM1	12:18:04	62,51				
	US99:01.02.MXB	13:00:04	82,11		US99:01.02.MXB	13:00:04	64,89				
	US99:99.01.HM1	13:18:04	82,23		US99:99.01.HM1	13:18:04	64,78				

Remarque : US99 :01.02.MXB représente l'étiquette logique de la sonde d'humidité

Tableau E.4. Température ambiante

	Heure	T (°C)		Heure	T (°C)
18-sept US99:99.01.T10	09:00:04	5,15	08-oct US99:99.01.T10	08:00:03	4,32
US99:99.01.T10	10:00:04	4,83	US99:99.01.T10	09:00:05	3,7
US99:99.01.T10	11:00:05	4,5	US99:99.01.T10	10:00:02	3,14
US99:99.01.T10	12:00:03	4,02	US99:99.01.T10	11:00:05	2,95
US99:99.01.T10	13:00:03	4,38	US99:99.01.T10	12:00:04	3,8
US99:99.01.T10	14:00:03	5,47	US99:99.01.T10	13:00:04	4,75
US99:99.01.T10	15:00:04	5,94	US99:99.01.T10	14:00:05	5,65
US99:99.01.T10	16:00:04	6,48	US99:99.01.T10	15:00:02	6,05
US99:99.01.T10	17:00:03	7,34	US99:99.01.T10	16:00:03	7,34
			US99:99.01.T10	17:00:02	8,22
09-oct US99:99.01.T10	08:00:04	6,47	12-nov US99:99.01.T10	08:00:02	6,93
US99:99.01.T10	09:00:03	6,47	US99:99.01.T10	09:00:04	6,96
US99:99.01.T10	10:00:04	6,25	US99:99.01.T10	10:00:04	6,75
US99:99.01.T10	11:00:03	6,49	US99:99.01.T10	11:00:05	6,51
US99:99.01.T10	12:00:02	6,23	US99:99.01.T10	12:00:04	6,58
US99:99.01.T10	13:00:02	5,81	US99:99.01.T10	13:00:03	6,43
US99:99.01.T10	14:00:02	6,35	US99:99.01.T10	14:00:03	6,46
US99:99.01.T10	15:00:03	7,46	US99:99.01.T10	15:00:04	6,88
US99:99.01.T10	16:00:03	8,03	US99:99.01.T10	16:00:04	7,29
			US99:99.01.T10	17:00:05	7,06
14-nov US99:99.01.T10	08:00:02	3,19	20-nov US99:99.01.T10	08:00:02	3,43
US99:99.01.T10	09:00:04	3,66	US99:99.01.T10	09:00:04	3,91
US99:99.01.T10	10:00:04	3,22	US99:99.01.T10	10:00:04	4,58
US99:99.01.T10	11:00:05	2,9	US99:99.01.T10	11:00:05	4,66
US99:99.01.T10	12:00:04	2,72	US99:99.01.T10	12:00:04	5,37
US99:99.01.T10	13:00:03	4,02	US99:99.01.T10	13:00:03	5,34
US99:99.01.T10	14:00:03	6,02	US99:99.01.T10	14:00:03	5,87
US99:99.01.T10	15:00:04	7,46	US99:99.01.T10	15:00:04	5,93
US99:99.01.T10	16:00:04	8,38	US99:99.01.T10	16:00:04	6,45
US99:99.01.T10	17:00:05	9,31	US99:99.01.T10	17:00:05	7,24
27-nov US99:99.01.T10	08:00:02	-2,59	15-avr US99:99.01.T10	12:00:04	15,9
US99:99.01.T10	09:00:04	-2,99	US99:99.01.T10	13:00:03	14,2
US99:99.01.T10	10:00:04	-3,24	US99:99.01.T10	14:00:03	16
US99:99.01.T10	11:00:05	-3,45	US99:99.01.T10	15:00:04	18,3
US99:99.01.T10	12:00:04	-3,81			
US99:99.01.T10	13:00:03	-3,92			
US99:99.01.T10	14:00:03	-3,56			
US99:99.01.T10	15:00:04	-3,73			
US99:99.01.T10	16:00:04	-3,09			
US99:99.01.T10	17:00:05	-2,57			

Remarque : US99 :99.05.VM1 représente l'étiquette logique de l'anémomètre

6.6 Annexe F : Variogramme et cartographie des émissions surfaciques de CH₄ obtenue avec Surfer 7

A. Notions de géostatistiques (Petit, 1997)

La géostatistique s'appuie sur un formalisme probabiliste qui fait intervenir le concept de fonction aléatoire. Dans l'étude d'une variable régionalisée qui n'est connue que à quelques points de l'espace, la géostatistique considère que cette variable suit une fonction de l'espace $t(x)$ et que $t(x)$ est une réalisation particulière d'une fonction aléatoire $T(x)$. Le problème concret de la "cartographie" de $t(x)$ se ramène ainsi à l'étude des propriétés de $T(x)$. L'étude de $T(x)$ suppose l'acceptation de l'hypothèse de stationnarité : $T(x)$ est homogène dans l'espace, c'est-à-dire qu'on peut considérer les données numériques connues $t(x_1)$, $t(x_2)$, ..., $t(x_n)$ comme autant de réalisations non indépendantes d'une même variable aléatoire $T(x_0)$. Cette hypothèse permet donc l'inférence statistique de certains éléments de la loi de probabilités de $T(x)$.

Les éléments utilisés pour caractériser $T(x)$ sont :

- la loi de probabilité de la variable aléatoire $T(x_0)$, estimée grâce à l'histogramme empirique des données ;
- le variogramme de la fonction aléatoire $T(x)$ est définie par:

$$\gamma(\bar{h}) = \frac{1}{2} E [T(x + \bar{h}) - T(x)]^2$$

Le variogramme caractérise certains traits structuraux de la variable régionalisée $t(x)$:

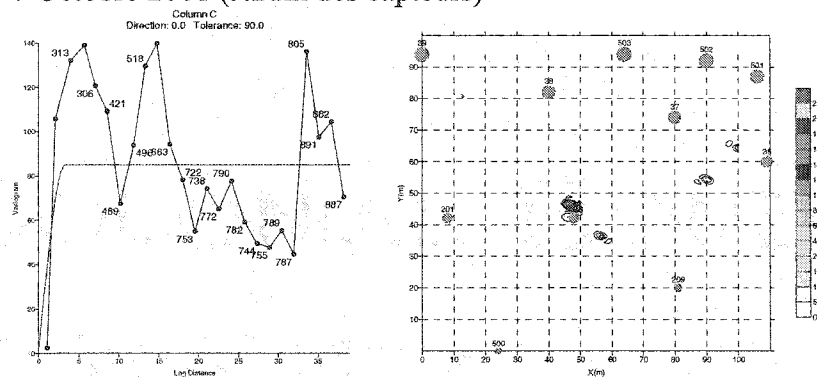
- i. le comportement de γ pour h petit caractérise le degré de régularité de la variable
- ii. γ est fonction de la longueur et de l'orientation du vecteur h , donc reflète la longueur caractéristique (appelée portée) et l'anisotropie du phénomène.

L'utilisation de ces approches nécessite une analyse exploratoire des données afin de choisir le modèle le plus adéquat et d'estimer empiriquement les paramètres de ce modèle (portée, plateaux). Le modèle de variogramme retenue est celui qui minimise l'erreur entre les valeurs modélisées et mesurées. Ce dernier a été déterminé en utilisant le modèle suggéré par le variogramme expérimental. Les paramètres du variogramme expérimental ont été par la suite raffinés en réalisant plusieurs simulations de telle sorte à minimiser l'erreur entre le flux de CH_4 modélisé et le flux de CH_4 mesuré en chambre de flux ou estimé par la méthode présentée au chapitre 3.

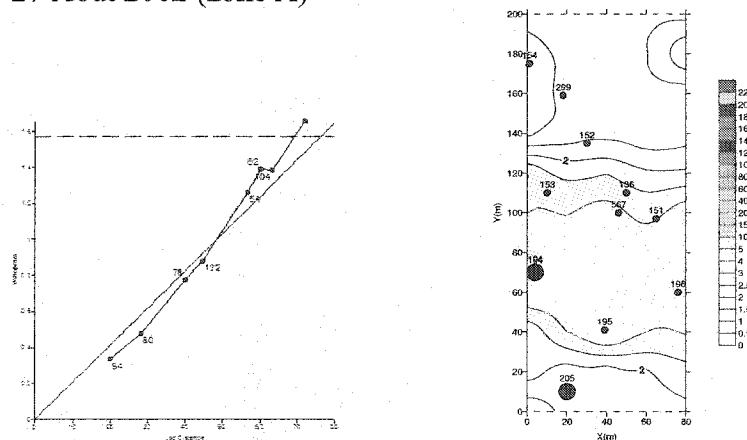
Le logiciel Surfer 7 a été utilisé pour l'élaboration par krigeage des cartes d'émission du CH_4 sur les zones étudiées.

B. Variogrammes et cartographie des émissions de CH_4

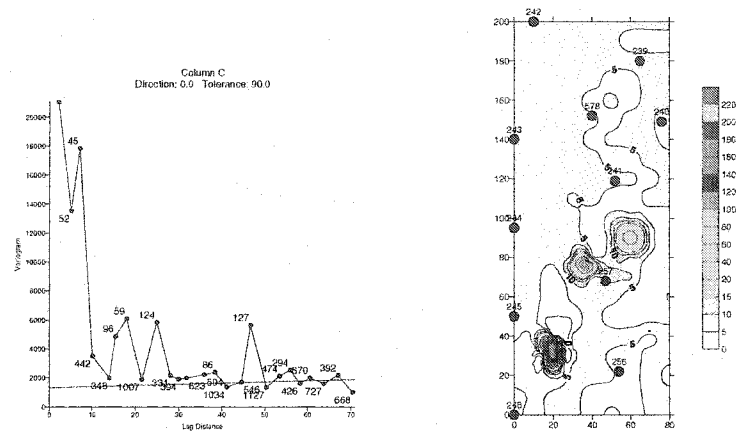
7 Octobre 2001 (Jardin des capteurs)



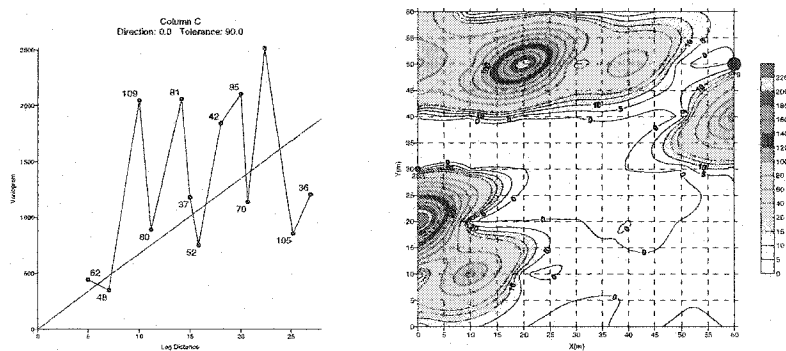
27 Août 2002 (zone A)



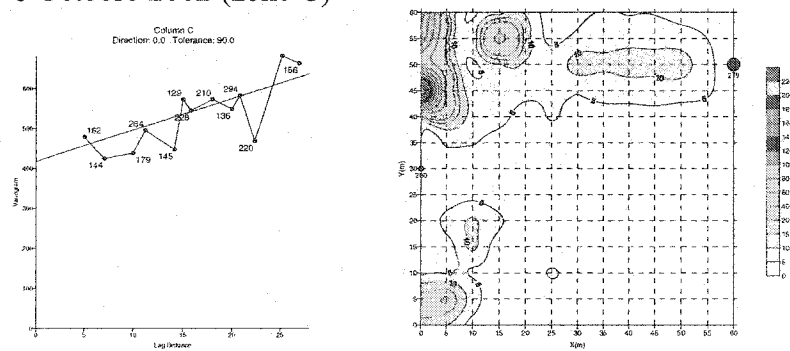
4 Septembre 2002 (zone B)



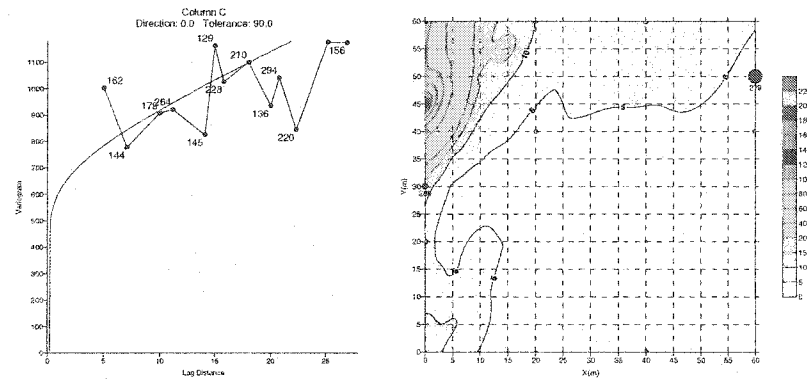
18 Septembre 2002 (Zone C)



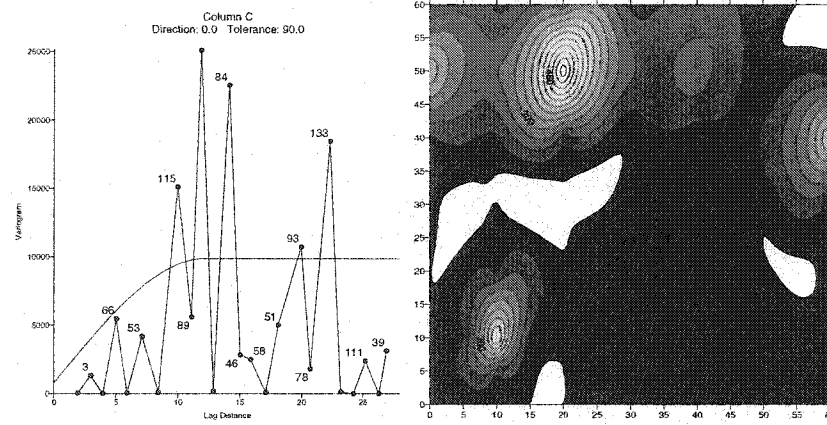
8 Octobre 2002 (zone C)



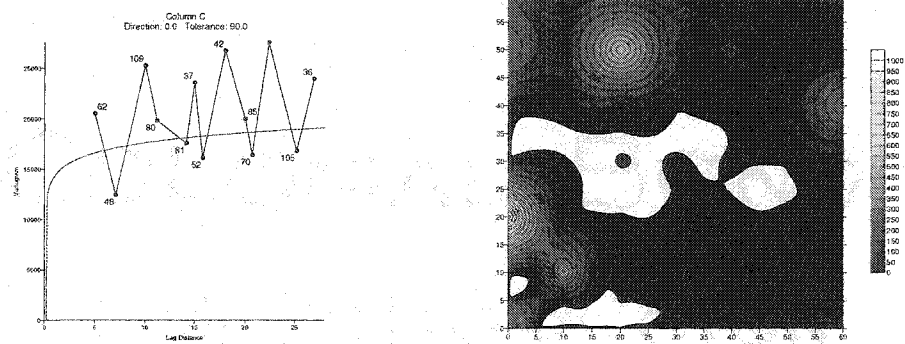
9 Octobre 2002 (zone C)



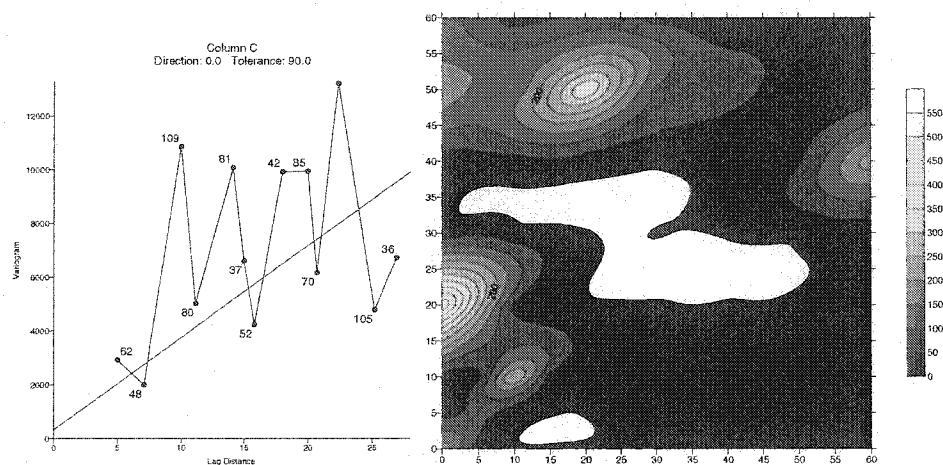
14 Novembre 2002 (zone C)



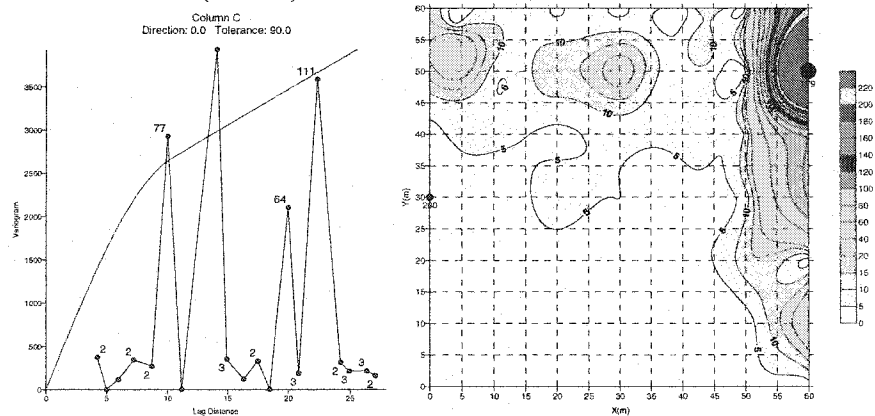
20 Novembre 2002 (zone C)



27 Novembre 2002 (zone c)



15 Avril 2003 (zone c)



6.7 Annexe G : Méthode de détermination du débit de biogaz en tête des puits de captage et protocole de mesure des vitesses du biogaz en tête de puits avec un anémomètre à hélices MiniAir20 (Schiltknecht numéro de série 55095)

A-Méthode de détermination du débit de biogaz dans les puits de captage du CESM.

Objectif

La détermination des débits de biogaz dans les puits en utilisant l'anémomètre à hélices sous entend deux objectifs préliminaires :

- la calibration de l'appareil de mesure,
- la mise au point d'un protocole d'utilisation et d'une relation permettant de déterminer les débits à partir des valeurs de vitesses dans le puits déterminées avec l'anémomètre.

Hypothèses

L'outil développé tient compte de l'hypothèse suivante :

La composition en CH_4 , CO_2 et O_2 du mélange est connue par les mesures effectuées en tête de puits. Cependant, pour des fins évidentes la composition sera estimée constante, telle que:

$$X_{\text{CH}_4} = 0,5$$

$$X_{\text{CO}_2} = 0,45$$

$$X_{\text{air}} = 0,05$$

Remarque : une étude de sensibilité a permis de montrer la faible influence de la composition du gaz sur ses propriétés physiques, comme par exemple sa viscosité (en

utilisant la relation de Wilke³). L'étude de sensibilité a aussi porté sur les paramètres température et pression aux puits et abouti aux mêmes résultats.

Calibration de l'anémomètre

Les expériences menées en laboratoires en août 2001, en utilisant le montage schématisé à la figure G.1, ont permis de réaliser ces objectifs.

Vérification du comportement linéaire de l'anémomètre à hélices et développement d'une relation et d'un algorithme qui permettent de relier la vitesse (mesurée avec l'anémomètre à hélices au voisinage du centre de la conduite) à la vitesse moyenne pour la détermination du débit.

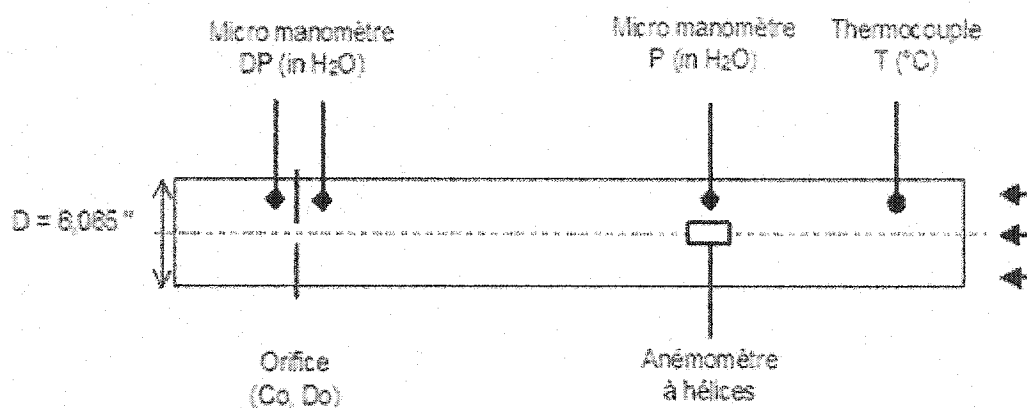


Figure G.1. Montage expérimental pour la calibration et l'élaboration d'une relation pour la détermination des débits aux puits

L'anémomètre MiniAir20 a un comportement linéaire comme le démontre la figure G.2 pour la gamme de vitesses retrouvée aux puits du CESM. La courbe de la vitesse a été mesurée avec l'anémomètre au centre d'une conduite de 15,4 cm de diamètre. Le débit a été mesuré avec une plaque à orifice.

³ Bird *et al.*, (1960)

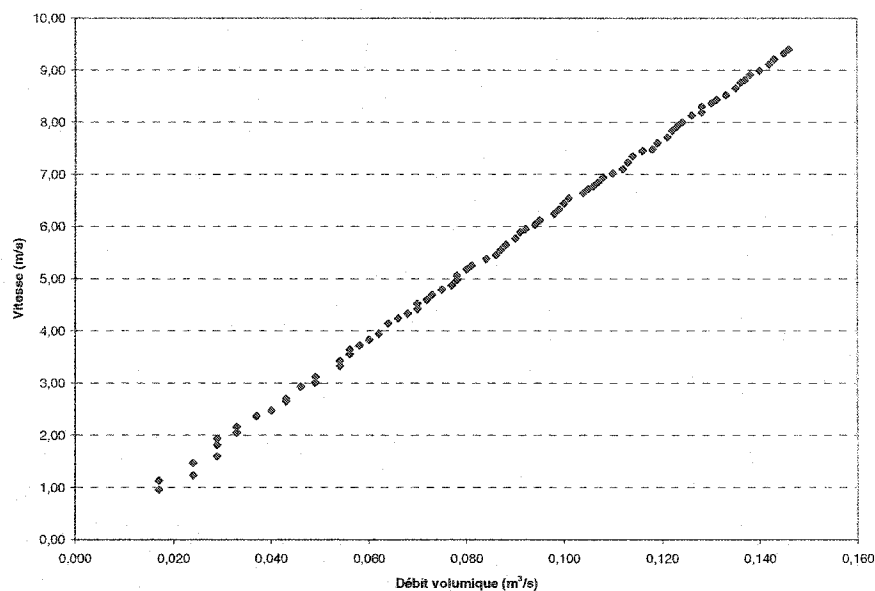


Figure G.2. Vitesse mesurée avec l'anémomètre versus le débit mesuré avec une plaque à orifice

Détermination de la vitesse moyenne à partir de la vitesse maximale

- i) Détermination d'une position fixe pour le bouchon sur l'anémomètre

Cette pratique permettrait d'effectuer les mesures à n'importe quels puits sans avoir à déplacer le bouchon (voir figure G.4). Un facteur de correction a été déterminé et permet d'estimer l'erreur commise sur $V_{\max}$ lorsque le bouchon n'est pas à la position optimale déterminée ci-après.

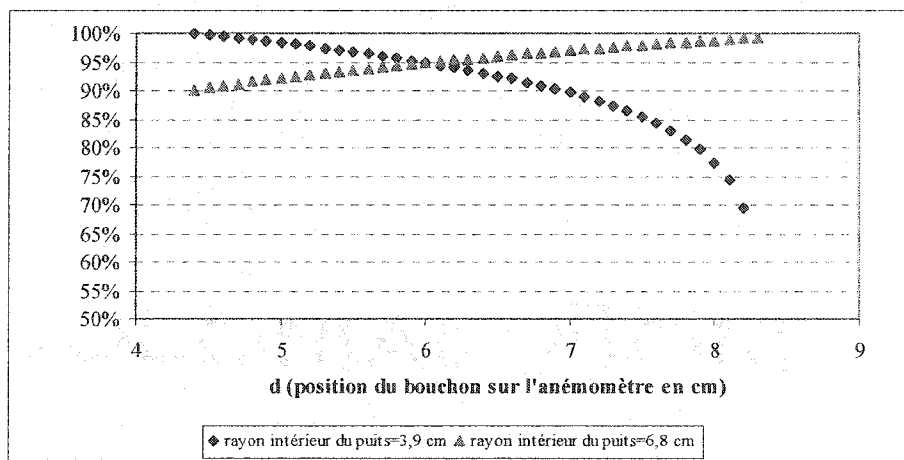


Figure G.3. Détermination graphique de la position optimale "d" pour le bouchon

Si le bouchon est placé à 6 cm de l'hélice, pour un écoulement turbulent (cas observé en général), on aura au moins 92% de la valeur de $V_{\max}$ pour la conduite de petit diamètre et 92% de $V_{\max}$ pour celle de grand diamètre comme le montre la figure G.3.

Le bouchon sera donc placé comme mentionné à la figure G.4 ci après. Le protocole d'utilisation de l'anémomètre muni du bouchon sera expliqué dans un document joint (partie B).

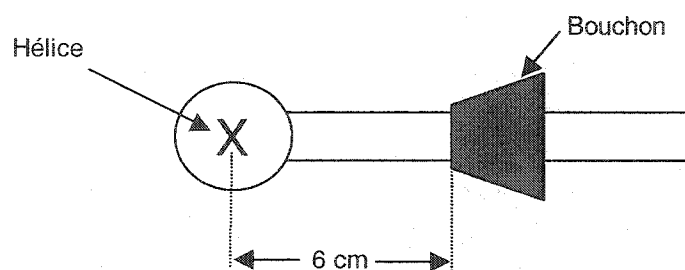


Figure G.4. Position du bouchon sur la tige par rapport à l'hélice

- ii) Détermination de l'erreur sur $V_{\max}$ si le bouchon n'est pas situé à une distance autre que $d = 6$ cm.

En utilisant la figure G.5 suivant, on peut déterminer l'erreur commise sur $V_{\max}$ si la position du bouchon n'est pas optimale.

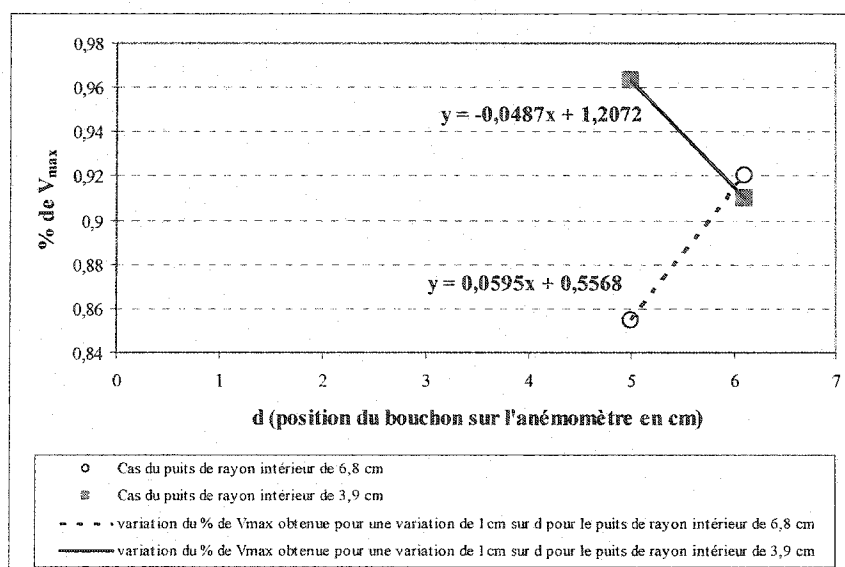


Figure G.5. Erreur commise sur $V_{\max}$ si $d \neq 6$ cm

Lorsque l'on s'écarte de la position optimale ($d = 6\text{cm}$), on observe :

- une déviation de $\pm 4\%$ par cm d'écart par rapport à la position optimale pour les puits de petit diamètre (rayon intérieur de 3,9 cm).
- une déviation de $\pm 6\%$ par cm d'écart par rapport à la position optimale pour les puits de grand diamètre (rayon intérieur de 6,8 cm).

Méthode pour la mesure du débit

Quelque soit le régime d'écoulement, on peut relier V_{moyen} à V_{max} (vitesse maximale) par la relation suivante :

Rappelons que V_{max} est définie par : $V_{\text{max}} = V_{\text{lu}} / 0.92$

$$V_{\text{moyen}} \text{ (m/s)} = 0,0021 (V_{\text{max}})^2 + 0,7959 V_{\text{max}}$$

avec V_{max} en m/s

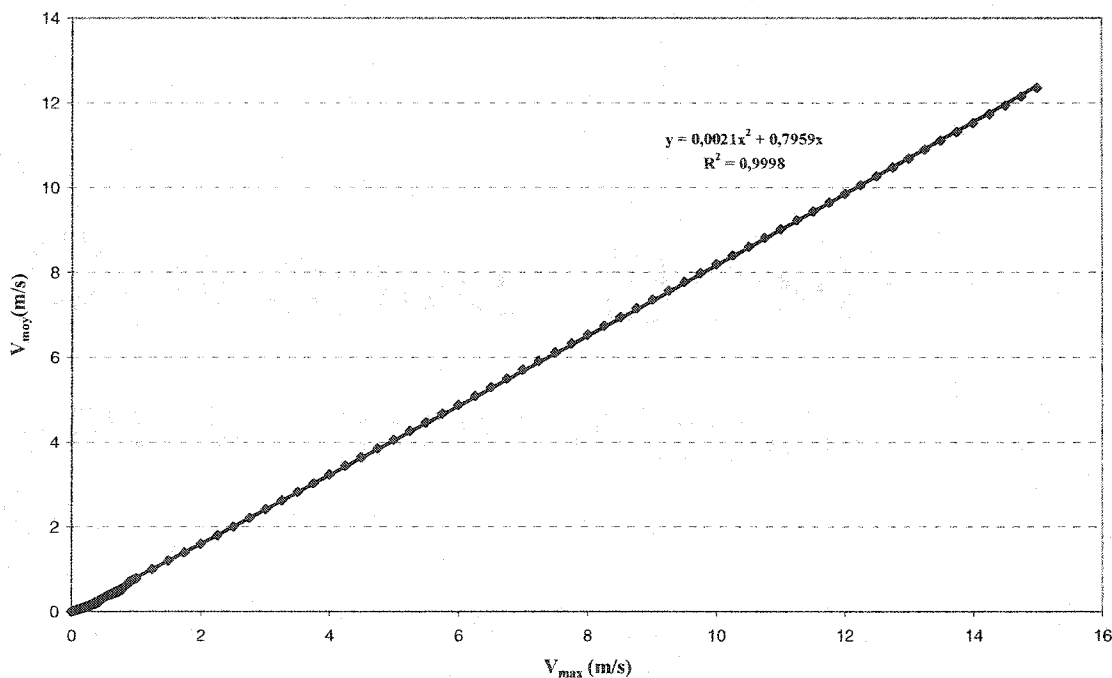


Figure G.6. Courbe reliant la vitesse moyenne à la vitesse maximale

Donc pour une des conduites données, on aura :

$$V_{\text{moyen}} \text{ (m/s)} = 0,0021 (V_{lu} / 0,92)^2 + 0,7959 (V_{lu} / 0,92)$$

Où V_{lu} est la vitesse lue sur l'anémomètre.

Le débit étant défini par la relation suivante :

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = V_{\text{moyen}} \text{ (m/s)} * \text{Surface de la section transversale du tube (m}^2\text{)}$$

Il est possible de déterminer la valeur du débit pour chaque type de conduite par les relations suivantes :

Puits de petit diamètre ($D_{\text{intérieur}} = 7,08 \text{ cm}$)

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = [0,0021 (V_{lu} / 0,92)^2 + 0,7959 (V_{lu} / 0,92)] * 0,004$$

Puits de grand diamètre ($D_{\text{intérieur}} = 13,6 \text{ cm}$)

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = [0,0021 (V_{lu} / 0,92)^2 + 0,7959 (V_{lu} / 0,92)] * 0,014$$

Détermination de l'erreur sur Q.

Premier type d'erreur.

Lors de la prise des mesures deux types d'erreur peuvent affecter la valeur du débit. Ces erreurs sont celles dues à l'anémomètre et celles dues à l'écart de position du bouchon par rapport à la position optimale déterminée à 6 cm.

Les équations J.1 et J.2 présentées plus haut peuvent s'écrire sous la forme suivante :

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = [0,0021 (V_{lu} / f)^2 + 0,7959 (V_{lu} / f)] * S \text{ (surface du tube)}$$

Où V_{lu} est la vitesse lue à l'anémomètre et f est le facteur de correction qui est influencé par la position du bouchon.

Pour $d = 6 \text{ cm}$, on a : $f = 0,92$

En utilisant la méthode de Taylor, il est possible de déterminer l'erreur sur le débit.

Les variables indépendantes étant V_{lu} et f on a :

$$\left(\frac{\delta Q}{\delta V_{lu}} \right) = S * \left(0,0021 * 2 * \left(\frac{V_{lu}}{f^2} \right) + 0,7959 * \left(\frac{1}{f} \right) \right)$$

$$\left(\frac{\delta Q}{\delta f}\right) = S * \left(-0.0021 * 2 * \left(\frac{V_{lu}^2}{f^3}\right) - 0.7959 * \left(\frac{V_{lu}}{f^2}\right) \right)$$

Les erreurs sont présentées au tableau suivant.

Tableau G.1. Valeurs des erreurs dues à la position du bouchon

Erreur de l'appareil	Erreur due à la position du bouchon
Delta $V_{lu} = 0,015$ m/s	Delta petit tube = 0,02° Delta grand tube = 0,03°

*On considère que sur le terrain le bouchon peut s'écarter de 0.5 cm par rapport à la position de 6 cm.

Si le bouchon est fixe, on a : $f = 0,92$ et $\Delta f = 0$.

On aura donc :

$$\Delta Q = S * \left[\left(0.0021 * 2 * \left(\frac{V_{lu}}{f^2}\right) + 0.7959 * \left(\frac{1}{f}\right) \right) * \Delta V_{lu} + \left(0.0021 * 2 * \left(\frac{V_{lu}^2}{f^3}\right) + 0.7959 * \left(\frac{V_{lu}}{f^2}\right) \right) * \Delta f \right]$$

Transformation du débit en SCFM

On aura:

$$Q[SCFM] = Q[pied^3 / min] * \frac{T_{20^\circ C}}{T_{conduite} ^\circ C} * \left(\frac{407,2 + P_{conduite}}{407,2} \right) \left[\frac{pouce d'eau}{pouce d'eau} \right]$$

Où $Q (pied^3/min) = Q (m^3/s) * 60 * 35,31$

$$Q[SCFM] = Q[m^3 / s] * 60 * 35,31 * \frac{T_{20^\circ C}}{T_{conduite} ^\circ C} * \left(\frac{407,2 + P_{conduite}}{407,2} \right) \left[\frac{pouce d'eau}{pouce d'eau} \right]$$

Comme les variables indépendantes sont $T_{20}^{\circ}\text{C}$, T_{conduite} , P_{conduite} et Q , l'erreur sur le débit peut alors s'écrire:

$$\Delta Q_{SCFM} = \left(60 \cdot 3531 \cdot \frac{T_{20}^{\circ}\text{C}}{T_{\text{conduite}}} \cdot \left(\frac{4072 + P_{\text{conduite}}}{4072} \right) \right) \cdot \Delta Q \left(\text{m}^3/\text{s} \right) + \left(60 \cdot 3531 \cdot Q \left(\text{m}^3/\text{s} \right) \cdot \frac{1}{T_{\text{conduite}}} \cdot \left(\frac{4072 + P_{\text{conduite}}}{4072} \right) \right) \cdot \Delta T_{20} \\ + \left(60 \cdot 3531 \cdot Q \left(\text{m}^3/\text{s} \right) \cdot \frac{T_{20}}{T_{\text{conduite}}^2} \cdot \left(\frac{4072 + P_{\text{conduite}}}{4072} \right) \right) \cdot \Delta T_{\text{conduite}} + \left(60 \cdot 3531 \cdot Q \left(\text{m}^3/\text{s} \right) \cdot \frac{T_{20}}{T_{\text{conduite}}} \cdot \frac{1}{4072} \right)$$

2- Erreur observée lors de la calibration

L'expérience menée lors de la calibration de l'anémomètre permet de mettre en évidence, en observant la figure G.7 ci-dessous, que la valeur du débit déterminée avec l'algorithme développé est toujours sous estimée par rapport à celle déterminée avec la plaque à orifice (supposée réelle). Toutefois, on observe peu de dispersion entre les deux variables.

L'erreur sur le Q algorithme (débit modélisé) peut se définir par la relation suivante:

$$\Delta Q_i = \left(t(n-2, \alpha) \cdot s \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x})^2}{\sum (x_i - \bar{x})^2}} \right)$$

Avec $t(78, 0,95) = 1,667$ et s (covariance) = 0,001304

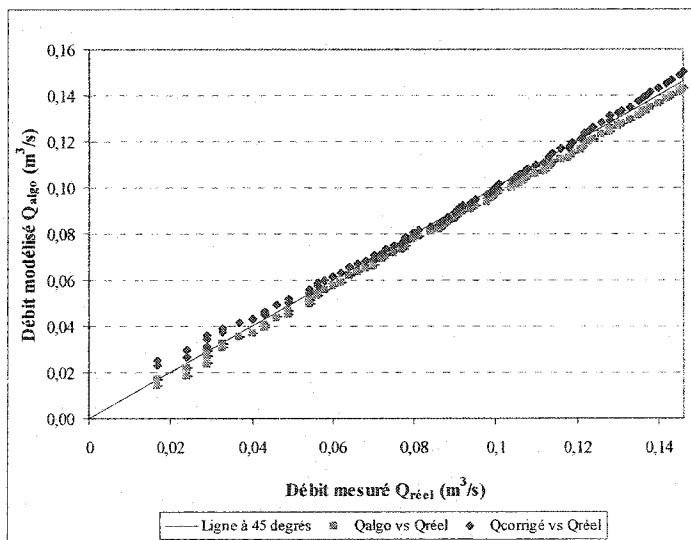


Figure G.7 Comparaison entre le débit modélisé et le débit mesuré avec une plaque à orifice

Le modèle développé lors de la calibration de l'anémomètre sous estime le débit réel (voir figure G.7). Cependant, le calcul statistique de l'erreur commise entre le modèle et la valeur expérimentale permet de connaître la valeur du débit à $\pm 0,005 \text{ m}^3/\text{s}$ comme le présente la courbe ci-dessous (figure G.8).

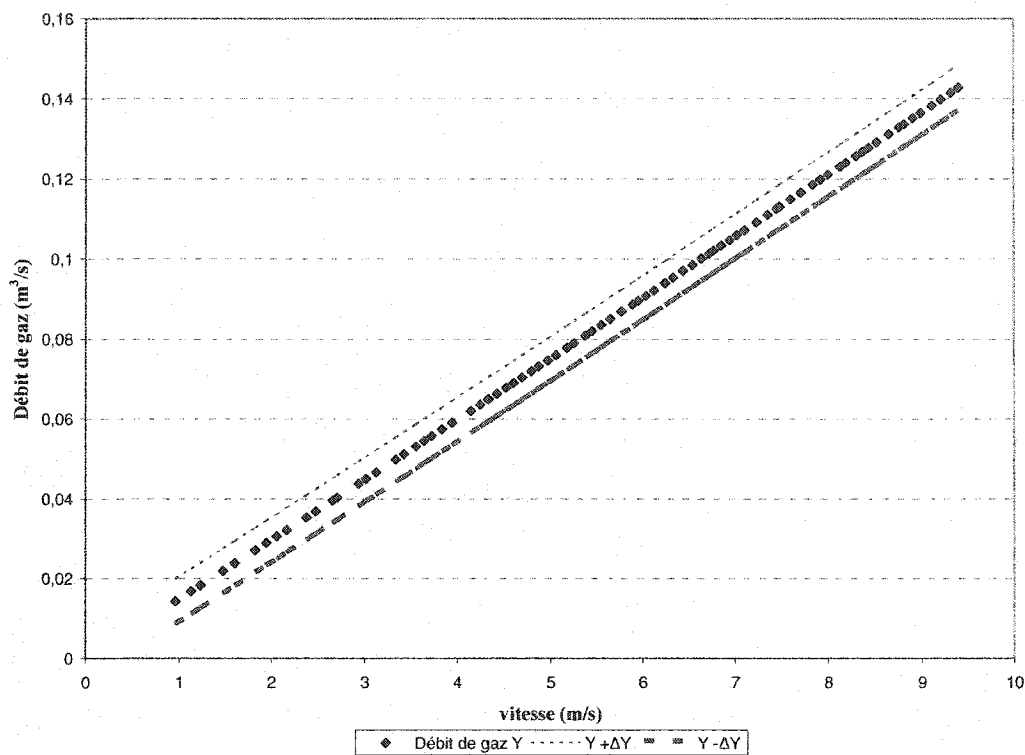


Figure G.8. Erreur due au modèle

B- Protocole de mesure des vitesses de biogaz en tête de puits avec un Anémomètre à hélices MiniAir20.

But :

Définir une méthodologie permettant de mesurer de façon adéquate les vitesses du biogaz en tête de puits afin d'estimer, pour les conditions de pression et de température, le débit du gaz dans chaque puits. Les données recueillies, essentiellement les vitesses, serviront à calculer les débits aux puits (en m^3/s) et les erreurs sur le débit en utilisant les équations présentées précédemment. Le débit pourra être déterminé en SCFM en utilisant les équations vues dans la partie A de l'annexe G.

Localisation :

La mesure s'effectuera en tête des puits de captage, à partir d'un orifice prévu dans chaque puits à cet effet.

Dispositions générales :

Un moyen simple d'estimer le débit d'un gaz dans une conduite consiste à multiplier la vitesse moyenne du gaz par l'aire de la section de la conduite. Lorsque l'écoulement est turbulent, il est possible de mesurer la vitesse maximale si on s'éloigne des parois. L'appréciation de la vitesse maximale sera d'autant plus précise que la mesure s'effectuera au centre de la conduite. L'appréciation de celle-ci permet de définir la vitesse moyenne, grandeur utilisée pour déterminer le débit.

Description :

Le technicien opère les mesures selon le protocole mentionné plus bas.

Matériel requis :

- L'anémomètre à hélices MiniAir20 (Schiltknecht numéro de série 55095) muni du bouchon placé à 6 cm de l'hélice (voir partie A).

- Un véhicule;
- Un téléphone cellulaire;
- Le formulaire d'enregistrement et de quoi noter.

Protocole de mesure :

1. Presser sur le bouton ON.
2. Placer l'appareil sur un mode d'acquisition des données permettant d'effectuer une moyenne (touche START/STOP). Le temps d'intégration sera fixé à 2 minutes (touche REP). Pour plus de précisions se référer aux pages 56 à 58 du manuel d'utilisation de l'appareil.
3. Retirer le bouchon obstruant l'orifice prévu pour la mesure de la vitesse de gaz dans le puits.
4. Introduire l'anémomètre dans le puits par l'orifice.
5. Orienter l'anémomètre de telle sorte qu'il soit perpendiculaire à la direction d'écoulement du biogaz dans la conduite et que la flèche placée sur l'anémomètre ait le même sens que l'écoulement (voir figure J.9).

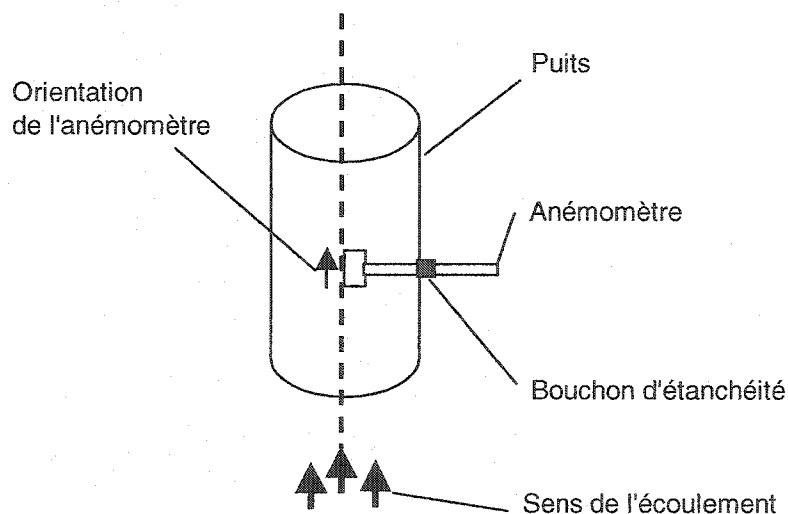


Figure G.9. Position correcte de l'anémomètre dans le puits

6. S'assurer que l'orifice du puits prévu pour la prise de mesure est scellé par le bouchon placé sur le manchon de l'anémomètre (voir figure G.10).

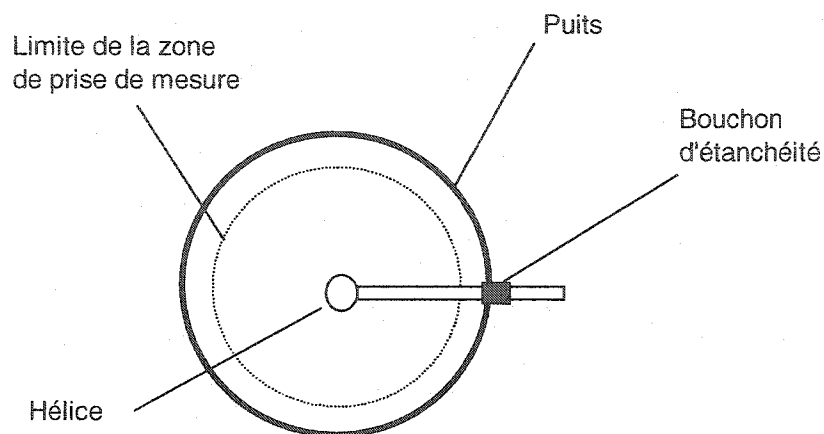


Figure G.10. Vue de dessus du puits de collection

7. Garder l'anémomètre fixe (ne pas le faire pivoter, ni le déplacer latéralement) pendant la mesure. Avoir une attitude passive par rapport au puits (éviter de le frapper). Attendre 2 minutes avant de prendre la valeur. Pendant la détermination de la valeur moyenne, le signal (MEAN) clignote sur le cadran de l'appareil.
8. Après la mesure, presser sur le bouton OFF et replacer le bouchon sur le puits.

Tableau G.2. Valeurs des débits déterminées avec la plaque à orifice

Pression atm.	75,65	cm de Hg
T sèche	24	deg. Celcius
T humide	15,5	deg. Celcius
Humidité rel.	41	%
D conduite	154,051	mm
D orifice	115,5446	mm

Surface 0,0186294 m²

Exp.	Température (deg. Celcius)	P amont (po Eau)	DP (po Eau)	DP (mm Hg)	Re	Cd	Débit (kg/s)	Débit (m ³ /s)	Vitesse moy (m/s)
1	28	0,30	0,01	0,0187	8793	0,644	0,020	0,017	0,913
2	28	0,35	0,01	0,0187	8793	0,644	0,020	0,017	0,913
3	28	0,41	0,02	0,0374	12207	0,633	0,027	0,024	1,288
4	28	0,54	0,02	0,0374	12208	0,633	0,027	0,024	1,288
5	28	0,61	0,03	0,0561	14819	0,628	0,033	0,029	1,557
6	28	0,75	0,03	0,0561	14822	0,628	0,033	0,029	1,557
7	28	0,83	0,03	0,0561	14823	0,628	0,033	0,029	1,557
8	28	0,92	0,04	0,0748	17022	0,625	0,038	0,033	1,771
9	28	1,02	0,04	0,0748	17024	0,625	0,038	0,033	1,771
10	28	1,19	0,05	0,0935	18961	0,622	0,042	0,037	1,986
11	28	1,30	0,06	0,1122	20711	0,620	0,046	0,040	2,147
12	28	1,52	0,07	0,1309	22322	0,619	0,050	0,043	2,308
13	27	1,64	0,07	0,1309	22413	0,619	0,050	0,043	2,308
14	27	1,88	0,08	0,1496	23920	0,618	0,053	0,046	2,469
15	27	2,00	0,09	0,1683	25332	0,617	0,057	0,049	2,630
16	27	2,14	0,09	0,1683	25336	0,617	0,057	0,049	2,630
17	27	2,41	0,11	0,2057	27943	0,615	0,062	0,054	2,899
18	27	2,55	0,11	0,2057	27948	0,615	0,062	0,054	2,899
19	27	2,70	0,12	0,2244	29164	0,615	0,065	0,056	3,006
20	27	2,86	0,12	0,2244	29169	0,615	0,065	0,056	3,006
21	27	3,01	0,13	0,2431	30335	0,614	0,068	0,058	3,113
22	27	3,17	0,14	0,2618	31458	0,613	0,07	0,06	3,221
23	27	3,32	0,15	0,2805	32542	0,613	0,073	0,062	3,328
24	27	3,67	0,16	0,2992	33598	0,613	0,075	0,064	3,435
25	27	3,85	0,17	0,3179	34616	0,612	0,077	0,066	3,543
26	27	4,03	0,18	0,3366	35605	0,612	0,079	0,068	3,650
27	27	4,21	0,19	0,3553	36567	0,611	0,082	0,070	3,758
28	27	4,40	0,19	0,3553	36575	0,611	0,082	0,070	3,758
29	27	4,60	0,20	0,374	37514	0,611	0,084	0,072	3,865
30	27	4,80	0,21	0,3927	38430	0,611	0,086	0,073	3,919
31	27	5,00	0,22	0,4114	39365	0,611	0,088	0,075	4,026
32	27	5,20	0,23	0,4301	40201	0,610	0,090	0,077	4,133
33	27	5,41	0,24	0,4488	41058	0,610	0,092	0,078	4,187
34	27	5,63	0,24	0,4488	41069	0,610	0,092	0,078	4,187
35	27	5,84	0,25	0,4675	41909	0,610	0,094	0,080	4,294
36	27	6,07	0,26	0,4862	42735	0,610	0,095	0,081	4,348
37	27	6,30	0,28	0,5236	44329	0,609	0,099	0,084	4,509
38	27	6,53	0,29	0,5423	45111	0,609	0,101	0,086	4,616
39	27	6,76	0,30	0,561	45881	0,609	0,102	0,087	4,670
40	27	7,00	0,31	0,5797	46639	0,609	0,104	0,088	4,724
41	27	7,24	0,32	0,5984	47385	0,608	0,106	0,090	4,831
42	27	7,50	0,33	0,6171	48121	0,608	0,107	0,091	4,885
43	27	7,75	0,34	0,6358	48847	0,608	0,109	0,092	4,938
44	27	8,00	0,35	0,6545	49562	0,608	0,111	0,094	5,046
45	27	8,18	0,36	0,6732	50263	0,608	0,112	0,095	5,099
46	27	8,52	0,38	0,7106	51638	0,608	0,115	0,098	5,261
47	28	8,80	0,39	0,7293	52111	0,607	0,117	0,099	5,314
48	28	9,02	0,40	0,748	5277			0,100	5,368
49	28	9,34	0,41	0,7667	53442			0,101	5,422
50	28	9,62	0,43	0,8041	54727			0,104	5,583
51	28	9,90	0,44	0,8228	55367			0,105	5,636
52	28	10,20	0,45	0,8415				0,106	5,690
53	28	10,48	0,46	0,8602				0,107	5,744
54	28	10,76	0,47	0,8789				0,108	5,797
55	28	11,08	0,49	0,9163				0,110	5,905
56	28	11,38	0,50	0,935				0,112	6,012
57	28	11,70	0,51	0,9537				0,113	6,066
58	28	11,99	0,52	0,9724				0,114	6,119
59	28	12,30	0,54	1,0098				0,116	6,227
60	28	12,64	0,56	1,0472				0,118	6,334
61	29	12,94	0,57	1,0659				0,119	6,388
62	29	13,31	0,59	1,1033				0,121	6,495
63	29	13,64	0,60	1,122				0,122	6,549

Tableau G.2. (suite)

Exp.	Température (deg. Celsius)	P amont (po Eau)	DP (po Eau)	DP (mm Hg)	Re	Cd	Débit (kg/s)	Débit (m ³ /s)	Vitesse moy (m/s)
64	29	13,99	0,61	1,1407				0,123	6,602
65	29	14,30	0,62	1,1594				0,124	6,656
66	29	14,64	0,64	1,1958				0,126	6,764
67	29	15,02	0,66	1,2342				0,128	6,871
68	29	15,38	0,67	1,2529				0,128	6,871
69	30	15,71	0,68	1,2716				0,130	6,978
70	30	16,04	0,70	1,309				0,131	7,032
71	30	16,46	0,72	1,3464				0,133	7,139
72	30	16,82	0,74	1,3838				0,135	7,247
73	30	17,20	0,75	1,4025				0,136	7,300
74	30	17,53	0,77	1,4399				0,137	7,354
75	30	17,93	0,78	1,4586				0,138	7,408
76	30	18,30	0,80	1,496				0,140	7,515
77	30	18,76	0,82	1,5334				0,142	7,622
78	31	19,10	0,84	1,5708				0,143	7,676
79	31	19,48	0,86	1,6082				0,145	7,783
80	31	19,90	0,87	1,6269				0,146	7,837

Tableau G.3. Vitesses observées à l'anémomètre

Exp.	Température (deg. Celsius)	Vitesse ané (m/s)	Pression am. (po eau)	Pression bar (Pa)	P (Pa)	Densité (kg/m ³)	Viscosité (*10E-6 Pa.s)	Vitesse moy (m/s)
1	28	0,96	0,30	172,37	100,17	1,16	18,5862	0,7618
2	28	1,13	0,35	201,10	100,20	1,16	18,5862	0,8992
3	28	1,23	0,41	235,58	100,24	1,16	18,5862	0,9902
4	28	1,47	0,54	310,27	100,31	1,16	18,5862	1,1749
5	28	1,6	0,61	350,50	100,35	1,16	18,5862	1,2806
6	28	1,82	0,75	430,94	100,43	1,16	18,5862	1,4597
7	28	1,94	0,83	476,90	100,48	1,16	18,5862	1,5575
8	28	2,05	0,92	528,62	100,53	1,16	18,5862	1,6473
9	28	2,16	1,02	586,07	100,59	1,17	18,5862	1,7374
10	28	2,37	1,19	683,75	100,68	1,17	18,5862	1,9091
11	28	2,47	1,30	746,96	100,75	1,17	18,5862	1,9910
12	28	2,65	1,52	873,37	100,87	1,17	18,5862	2,1385
13	27	2,7	1,64	942,32	100,94	1,17	18,5388	2,1795
14	27	2,93	1,88	1080,22	101,08	1,18	18,5388	2,3686
15	27	3,01	2,00	1149,17	101,15	1,18	18,5388	2,4342
16	27	3,12	2,14	1229,61	101,23	1,18	18,5388	2,5246
17	27	3,33	2,41	1384,75	101,38	1,18	18,5388	2,6973
18	27	3,42	2,55	1465,19	101,47	1,18	18,5388	2,7713
19	27	3,55	2,70	1551,37	101,55	1,18	18,5388	2,8783
20	27	3,64	2,86	1643,31	101,64	1,18	18,5388	2,9524
21	27	3,72	3,01	1729,50	101,73	1,18	18,5388	3,0183
22	27	3,83	3,17	1821,43	101,82	1,18	18,5388	3,1089
23	27	3,94	3,32	1907,62	101,91	1,18	18,5388	3,1996
24	27	4,14	3,67	2108,72	102,11	1,19	18,5388	3,3650
25	27	4,24	3,85	2212,15	102,21	1,19	18,5388	3,4476
26	27	4,33	4,03	2315,57	102,32	1,19	18,5388	3,5219
27	27	4,42	4,21	2419,00	102,42	1,19	18,5388	3,5962
28	27	4,52	4,40	2528,17	102,53	1,19	18,5388	3,6788
29	27	4,6	4,60	2643,08	102,64	1,19	18,5388	3,7449
30	27	4,69	4,80	2758,00	102,76	1,19	18,5388	3,8193
31	27	4,79	5,00	2872,92	102,87	1,20	18,5388	3,9025
32	27	4,87	5,20	2987,83	102,99	1,20	18,5388	3,9686
33	27	4,97	5,41	3108,50	103,11	1,20	18,5388	4,0513
34	27	5,06	5,63	3234,90	103,23	1,20	18,5388	4,1258
35	27	5,18	5,84	3355,57	103,36	1,20	18,5388	4,2252
36	27	5,25	6,07	3487,72	103,49	1,20	18,5388	4,2831
37	27	5,38	6,30	3619,87	103,62	1,20	18,5388	4,3908
38	27	5,45	6,53	3752,03	103,75	1,21	18,5388	4,4493
39	27	5,55	6,76	3884,18	103,88	1,21	18,5388	4,5322

Tableau G.3. (suite)

Exp.	Température (deg. Celsius)	Vitesse ané (m/s)	Pression am. (po eau)	Pression bar (Pa)	P (Pa)	Densité (kg/m ³)	Viscosité (*10E-6 Pa.s)	Vitesse moy (m/s)
40	27	5,85	7,00	4022,08	104,02	1,21	18,5388	4,6151
41	27	5,77	7,24	4159,98	104,16	1,21	18,5388	4,7146
42	27	5,89	7,50	4309,37	104,31	1,21	18,5388	4,8141
43	27	5,95	7,75	4453,02	104,45	1,21	18,5388	4,8639
44	27	6,03	8,00	4596,67	104,60	1,22	18,5388	4,9308
45	27	6,12	8,18	4700,99	104,70	1,22	18,5388	5,0055
46	27	6,24	8,52	4895,45	104,90	1,22	18,5388	5,1051
47	28	6,33	8,80	5056,33	105,06	1,22	18,5862	5,1797
48	28	6,44	9,02	5182,74	105,18	1,22	18,5862	5,2710
49	28	6,54	9,34	5366,61	105,37	1,22	18,5862	5,3541
50	28	6,64	9,62	5527,49	105,53	1,22	18,5862	5,4372
51	28	6,72	9,90	5688,37	105,69	1,22	18,5862	5,5036
52	28	6,77	10,20	5860,75	105,86	1,23	18,5862	5,5459
53	28	6,85	10,48	6021,63	106,02	1,23	18,5862	5,6124
54	28	6,94	10,76	6182,52	106,18	1,23	18,5862	5,6872
55	28	7,02	11,08	6366,38	106,37	1,23	18,5862	5,7537
56	28	7,1	11,38	6538,76	106,54	1,23	18,5862	5,8203
57	28	7,23	11,70	6722,62	106,72	1,24	18,5862	5,9291
58	28	7,35	11,99	6889,25	106,89	1,24	18,5862	6,0289
59	28	7,45	12,30	7067,37	107,07	1,24	18,5862	6,1122
60	28	7,48	12,64	7262,73	107,26	1,24	18,5862	6,1372
61	29	7,6	12,94	7435,11	107,44	1,24	18,6336	6,2368
62	29	7,71	13,31	7647,70	107,65	1,24	18,6336	6,3284
63	29	7,84	13,64	7837,32	107,84	1,25	18,6336	6,4374
64	29	7,92	13,99	8038,42	108,04	1,25	18,6336	6,5041
65	29	8	14,30	8216,54	108,22	1,25	18,6336	6,5707
66	29	8,13	14,64	8411,90	108,41	1,25	18,6336	6,6791
67	29	8,19	15,02	8630,24	108,63	1,25	18,6336	6,7291
68	29	8,3	15,38	8837,09	108,84	1,26	18,6336	6,8216
69	30	8,37	15,71	9026,70	109,03	1,26	18,6810	6,8797
70	30	8,43	16,04	9216,32	109,22	1,26	18,6810	6,9297
71	30	8,52	16,46	9457,64	109,46	1,26	18,6810	7,0048
72	30	8,65	16,82	9664,49	109,66	1,26	18,6810	7,1132
73	30	8,76	17,20	9882,83	109,88	1,26	18,6810	7,2050
74	30	8,81	17,53	10072,45	110,07	1,27	18,6810	7,2467
75	30	8,91	17,93	10302,28	110,30	1,27	18,6810	7,3301
76	30	8,99	18,30	10514,67	110,51	1,27	18,6810	7,3969
77	30	9,11	18,76	10779,18	110,78	1,28	18,6810	7,4987
78	31	9,21	19,10	10974,54	110,97	1,27	18,7278	7,5811
79	31	9,32	19,48	11192,88	111,19	1,28	18,7278	7,6738
80	31	9,4	19,90	11434,21	111,43	1,28	18,7278	7,7407

6.8 Annexe H: Données des valeurs de débits aux puits

Tableau H.1. Valeur de mesures de débits aux puits

Période	n° du puits	<y> (m/s)	x% (CH4)	x% (CO2)	x% (O2)	Pavaie pouce d'eau	Pamont pouce d'eau	Temp (°C)	QCH4 (g/s)	Total
07-oct	39	0	38,2	nd	nd	-57,2	nd	32	0,00	19,47
	500	3,5	54,2	nd	nd	-19	nd	37	3,62	
	201	0	37,9	nd	nd	-52,7	nd	19	0,00	
	38	5,5	0,1	nd	nd	-6,8	nd	54	0,04	
	202B	1,3	54,9	nd	nd	-55,4	nd	26	4,44	
	503	9,3	1,5	nd	nd	-1,6	nd	15	0,30	
	502	9,2	0,6	nd	nd	-0,4	nd	21	0,12	
	501	12,5	0,9	nd	nd	-0,5	nd	20	0,24	
	37	5,7	29,3	nd	nd	-11,3	nd	58	10,71	
	36	0	0,8	nd	nd	-2,2	nd	57	0,00	
	209	0	41,5	nd	nd	-5,6	nd	48	0,00	
26 & 27 Aout	136	0	20,5	18,2	9,1	-15,9	-3,8	n/a	0,00	31,96
	151	0	0,2	0,3	19,1	-1,8	-2,1	16	0,00	
	152	0	0,0	0,1	19,5	-1,5	-3,7	18	0,00	
	153	0	3,9	6,0	14,2	-2,2	-2,1	19	0,00	
	154	0	29,7	29,5	1,9	-3,8	-1,4	24	0,00	
	194	4,82	46,4	36,5	0,8	-39,1	-18,2	44	0,00	
	195B	0	0,2	0,6	19,1	-35,7	-5,0	n/a	15,97	
	196	0	39,4	32,0	1,6	-38,3	-7,6	n/a	0,00	
	205	6,16	41,5	34,9	0,8	-63,2	-61,8	49	0,00	
	299	0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	18	15,99	
	567	0	0,0	0,2	19,2	-1,6	-1,4	18	0,00	
04-sept	239	7,43	44,5	35,9	0,5	-49,70	-6,93	-42,77	10,79	19,96
	240	2,14	39,5	37,1	0,7	-39,10	-4,87	-34,23	2,46	
	241	1,94	53,6	40,6	0,6	-39,34	-0,35	-38,99	4,11	
	242	0	nd	nd	nd	-39,94	-3,38	-36,56	0,00	
	243	0	nd	nd	nd	-40,64	-3,37	-37,27	0,00	
	244	0	nd	nd	nd	0,00	-3,38	3,38	0,00	
	245	0	nd	nd	nd	-12,30	-3,39	-8,91	0,00	
	246	0	nd	nd	nd	-3,40	-3,39	-0,01	0,00	
	256	0,16	nd	nd	nd	-60,10	-59,82	-0,28	0,34	
	257	1,5	45,1	34,9	1,12	-59,10	-0,80	-58,30	2,24	
	578	0,06	42,9	33,5	1,7	-29,26	-14,40	-14,86	0,02	
18-sept	280	0,44	42,96	37,54	0,29	-23,26	-14,09	40,56	1,36	9,27
	279	2,83	39,01	30,14	5,43	-22,42	-13,37	45,00	7,91	
8 & 9 oct	280,00	0,66	43,43	35,71	0,69	-35,10	-1,54	34,44	2,18	11,87
	279,00	3,10	43,21	32,10	4,37	-33,78	-0,17	52,78	9,69	
14-nov	279,00	2,69	40,30	31,60	4,90	-3,06	-0,70	53,33	7,82	7,82
	280,00	0,00	42,90	39,10	0,10	-3,27	-2,60	45,56	0,00	
15 avril.2003	279,00	3,64	31,60	24,60	7,80	-3,21	-0,30	50,00	8,32	10,90
15 avril.2003	280,00	1,08	32,70	29,90	0,30	-3,10	-0,40	35,56	2,58	

6.9 Annexe I : Données pour la calibration du modèle de génération avec le logiciel E-plus

Tableau I.1 : Quantité de déchets enfouis annuellement au CESM

Année	Déchets enfouis (tonne)	CH ₄ généré (m ³ /année)	CH ₄ généré (10 ⁶ m ³ /année)
1968	909091		
1969	945455	3159800	3,16
1970	983273	6319600	6,32
1971	1022604	9479400	9,48
1972	1063508	12639200	12,64
1973	1106048	15799000	15,80
1974	1150290	18958800	18,96
1975	1196302	22118600	22,12
1976	1220226	25278400	25,28
1977	1244632	28438200	28,44
1978	1269525	31598000	31,60
1979	1294915	34757800	34,76
1980	1320814	37917600	37,92
1981	1347230	41077400	41,08
1982	1374175	44237200	44,24
1983	1401658	47397000	47,40
1984	1401656	50556800	50,56
1985	1401657	53716600	53,72
1986	1401657	56876400	56,88
1987	1401657	60036200	60,04
1988	1446280	63196000	63,20
1989	1500000	66355800	66,36
1990	1650000	69515600	69,52
1991	1937538	72675400	72,68
1992	572118	75835200	75,84
1993	830404	78995000	79,00
1994	1495604	82154800	82,15
1995	1247603	85314600	85,31
1996	1016604	88474400	88,47
1997	1000000	91634200	91,63
1998	585209	94794000	94,79
1999	494792	97953800	97,95
2000	83333	73474145	73,47
2001		70402838	70,40
2002		67459915	67,46
2003		64640010	64,64
2004		61937980	61,94
2005		59348899	59,35
2006		56868044	56,87
2007		54490892	54,49
2008		52213108	52,21
2009		50030538	50,03
2010		47939201	47,94
2011		45935286	45,94
2012		44015136	44,02
2013		42175251	42,18
2014		40412275	40,41
2015		38722993	38,72
2016		37104326	37,10
2017		35553321	35,55
2018		34067150	34,07
2019		32643102	32,64
2020		31278582	31,28

Tableau I.2. Volume de gaz capté par année au CESM

Année	Biogaz capté (m ³ /année)	% volumique moyenne du CH ₄ dans le biogaz (%)	CH ₄ capté (m ³ /année)	CH ₄ généré (m ³ /année)
1993	232160000	39,00%	90542400	92390204
1994	268960000	35,87%	96475952	98444849
1995	274090000	32,23%	88339207	90142048
1996	250000000	33,65%	84125000	85841837
1997	235000000	33,18%	77973000	79552296
1998	230110000	32,70%	75245970	76781602
1999	205740000	33,80%	69540120	70959306
2000	198000000	34,80%	68904000	70310204
2001	190520000	36,70%	69920840	71347796
2002	179460000	36,40%	65323440	66656571

Tableau I.3. Paramètres spécifiés au logiciel E-Plus

Landfill Chronology

Year Landfill Opened: 1968

Year MSW Deposits Started: 1968

Year Landfill Closed or Planned to be closed: 2000

Current Year: 2003

Landfill and Waste Metrics

☐ Use Density for Waste in Place Calculations

MSW Density (lbs/cu. ft): 44.44

Designed Landfill Depth (ft): 262

Designed Area of Landfill (Acres): 173

Current MSW in Place (tons): 33 464 567

Average Annual MSW Acceptance Rate (tons): 984 252

☐ Less than 25 inches of Precipitation per Year

LFG Composition as Extracted

Methane (%): 50 Carbon Dioxide (%): 45

Water Vapor (%): 3 Other (%): 2

✓ OK ✗ Cancel ? Help