

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DE LA MIGRATION LATÉRALE
ET DE L'ÉMISSION SURFACIQUE SUBSÉQUENTE DES BIOGAZ
AU COMPLEXE ENVIRONNEMENTAL SAINT-MICHEL

JEAN-PIERRE FRANZIDIS
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)
MAI 2006

© Jean-Pierre Franzidis, 2006



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-17942-0

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-17942-0

NOTICE:

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

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

AVIS:

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

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

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

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

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

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


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

**ÉVALUATION DE LA MIGRATION LATÉRALE
ET DE L'ÉMISSION SURFACIQUE SUBSÉQUENTE DES BIOGAZ
AU COMPLEXE ENVIRONNEMENTAL SAINT-MICHEL**

présenté par : FRANZIDIS Jean-Pierre

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

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

M. CHAPUIS Robert P., D.Sc.A., président

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

M. NASTEV Miroslav, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. ZAGURY Gérald, Ph.D., membre

DÉDICACE

À ma γιαγια,
à qui je dois des souvenirs d'enfance inoubliables.
Elle aurait eu 100 ans en janvier 2006.

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier mes deux plus fidèles collaborateurs, Christophe Guy et Martin Héroux. Je les remercie de m'avoir offert la chance de me réaliser dans ce projet qui, je crois, deviendra la fondation de ma vie professionnelle. Je les remercie pour leur direction avertie, leur dévouement et leur foi en moi.

Je voudrais aussi souligné la contribution particulièrement généreuse de Miroslav Nastev. Merci pour son formidable accueil à Québec, pour sa patience et sa disponibilité pour le travail réalisé sur le programme TOUGH-LGM. La modélisation numérique aurait été impossible sans son étroite collaboration pendant presque 3 mois.

J'aimerais souligner la contribution de Denis Millette. Malgré que nous ne nous sommes pas parlé très souvent, je considérais Denis comme la dernière bouée de sauvetage lorsque que je ne comprenais plus rien. Grâce à son expérience et son intérêt, des problèmes qui me semblait pouvoir compromettre l'ensemble du projet étaient résolus ou étaient devenus un détail négligeable après quelques minutes de discussions, ce qui a grandement amélioré mon état psychique.

Je voudrais remercier René Lefebvre pour son cours et les notes de cours qui ont été les plus utiles de ma carrière académique. René offre un cours unique au Québec. Je le remercie de m'avoir transmis les connaissances et de toujours s'être intéressé à mon projet et mes questions longtemps après la fin de son cours.

Je voudrais remercier Richard Martel et Luc Trépanier d'avoir accepté de réaliser les essais de pompage malgré notre budget limité. Ils ont vraiment pris ce travail à cœur et sans les essais de pompage, les modélisations et l'étude auraient eu très peu de valeur pratique.

Je voudrais aussi remercier Denis Marcotte pour ses conseils en géostatistique et pour l'utilisation de ses routines Matlab.

Je voudrais remercier tous mes collègues du service technique et d'ingénierie au travail au CESM. Je n'ai jamais vu une telle ambiance et une telle coopération ailleurs. Je me suis toujours senti chez moi parmi eux et ils m'ont toujours assisté lorsque j'ai demandé de l'aide.

J'aimerais remercier le CESM et le CRSNG pour le budget qui a été attribué à ce projet. Ce type de projet comporte des coûts importants et je suis très reconnaissant à la direction de la Ville d'avoir compris son importance et d'avoir cru en mes capacités de réaliser ce projet.

Je voudrais évidemment remercier mon père, Alexandre Franzidis, ma mère, Claudette Bertrand et mon oncle, Pierre Franzidis, qui ont toujours cru à l'éducation et m'ont toujours épaulé moralement et financièrement.

Je voudrais aussi remercier ma copine, Indrani, qui était sûrement la personne qui me comprenait le mieux en période de désarroi.

Merci à l'ensemble du jury d'avoir accepté d'évaluer le document avec un délai aussi court.

RÉSUMÉ

Une évaluation de la migration latérale des biogaz a été faite au Complexe Environnemental Saint-Michel, le site d'enfouissement de la Ville de Montréal, de 2003 à 2005. Des puits multiniveaux ont été construits dans le remblai en contact avec les déchets pour définir le panache de biogaz et effectuer des essais de pompage au gaz. Un évènement de migration mesuré en octobre 2004 pendant l'arrêt du système d'extraction pour l'entretien annuel a été simulé dans TOUGH-LGM. Onze relevés d'émissions surfaciques de méthane à haute résolution ont été effectués sur le terrain expérimental. Les émissions ont été estimées en utilisant une relation entre les relevés de méthane au sol et des mesures en chambre de flux dynamique. Les variogrammes de la transformée normal ont montré une bonne structure spatiale et les estimations étaient beaucoup plus réalistes que l'interpolation par inverse de la distance étant donnée la distribution non asymétrique des données. Les estimations des émissions estivales de méthane sur le site expérimental étaient de deux ordres de grandeur supérieurs à la simulation numérique de la migration latérale. Les relevés de densité ont montré des porosités anormalement élevées. Ceci n'est pas surprenant étant donné que les dépôts meubles sont un remblai et que la méthode de mise en place est inconnue. Les essais de pompage ont montré une anisotropie inverse de la perméabilité. La carte de porosité a été réduite à partir de données ayant une bonne corrélation spatiale. Les cartes d'émissions étaient semblables à la carte de porosité et les positions de fortes émissions correspondant à la destruction de la végétation observée sur le site. L'ensemble des résultats semble indiquer que la majeure partie de la migration latérale observée sur le site expérimental est déterminée par l'écoulement préférentiel dans des macropores.

ABSTRACT

An evaluation of the lateral landfill gas migration was carried out at the Saint-Michel Environmental Complex in Montreal, Canada (City of Montreal Landfill Site) between 2003 and 2005. Multilevel wells were installed in the backfilled overburden in contact with waste in order to define the biogas concentrations and conduct gas-pumping tests. A migration event recorded in autumn 2004 during the maintenance shutdown of the extraction system was simulated using TOUGH-LGM software. Eleven high-density instantaneous surface monitoring (ISM) surveys of methane were conducted on the test site. Flux was established by geostatistical analysis of ISM data correlated to dynamic flux chamber measurements. Variograms using normal transformed data showed good structure and kriged estimates were much better than inverse distance weighing, due to highly skewed data. Off-site surface emissions were two orders of magnitude higher than modelled advective methane flux. Nucleodensimeter measurements of the porosity yielded abnormally high values due to poor backfill compaction. Kriged porosity maps show good correlation with emission maps and vegetation damage. Pumping tests results indicate inversed anisotropy of permeability. All results suggest that most of the lateral migration and consecutive emissions to the atmosphere refer to preferential flow paths through macropores.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT.....	VIII
TABLES DES MATIÈRES.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS.....	XV
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
 CHAPITRE 1. INTRODUCTION.....	 1
1.1 Définition de la problématique.....	1
1.2 La problématique au Complexe environnemental de Saint-Michel.....	5
1.3 Objectif du projet.....	9
1.4 Organisation du mémoire.....	10
 CHAPITRE 2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE D'ÉCOULEMENT	
MULTIPHASE.....	11
2.1 Statique multiphase dans le milieu poreux.....	11
2.1.1 Densité et viscosité de la phase liquide et gazeuse.....	11
2.1.1.1 Densité et viscosité de la phase liquide.....	12
2.1.1.1.1 Densité de la phase liquide.....	12
2.1.1.1.2 Viscosité de la phase liquide.....	13
2.1.1.2 Densité et viscosité de la phase gazeuse.....	14
2.1.1.2.1 Densité de la phase gazeuse.....	14
2.1.1.2.2 Viscosité de la phase gazeuse.....	15

2.1.2. Distribution des fluides dans le milieu.....	16
2.1.2.1 Capillarité.....	16
2.1.2.2 Fonction capillaire.....	20
2.1.2.3 Estimation des paramètres capillaires.....	22
2.1.3 Interaction liquide/gaz.....	23
2.1.3.1 Volatilisation de l'eau.....	23
2.1.3.2 Solubilisation des gaz.....	24
2.2 Écoulement advectif des gaz.....	26
2.2.1 Charge hydraulique et pneumatique.....	26
2.2.2 Loi de Darcy généralisée.....	27
2.2.3 Déviations de la loi de Darcy.....	29
2.2.4 Perméabilité dans les matériaux géologiques.....	31
2.2.5 Perméabilité relative des gaz.....	32
2.2.6 Équations différentielles d'advection.....	34
2.2.6.1 Équation différentielle d'advection pour l'eau.....	34
2.2.6.2 Équation différentielle d'advection des gaz en milieu poreux.....	35
2.2.7 Solutions analytiques à l'écoulement advectif gazeux.....	36
2.2.7.1 Analogie entre les solutions aqueuses et gazeuses.....	36
2.2.7.2 Solution radiale d'écoulement advectif.....	38
2.2.7.3 Solution isotherme transitoire de pompage barométrique....	42
2.3 Écoulement diffusif gazeux en milieu poreux.....	44
2.3.1 Diffusion dans un fluide.....	45
2.3.2 Diffusion dans un milieu poreux.....	46
2.3.2.1 Modèles de diffusion en milieu poreux.....	46
2.3.2.2 Modèle de tortuosité.....	48
2.3.2.3 Essai en laboratoire et in situ.....	49
2.4 Transport de chaleur en milieu poreux.....	50
2.4.1 Loi de Fourier.....	51
2.4.2 Capacité thermique.....	53

2.4.3 Convection.....	54
2.4.3.1 Convection libre.....	54
2.4.3.2 Convection forcée.....	55
2.4.3.3 Solution analytique de transport de chaleur et essai <i>in situ</i> ..	55
2.4.4 Modèle couplé.....	56
CHAPITRE 3. TRAVAUX PRÉLIMINAIRES.....	57
3.1 Analyses préliminaires.....	57
3.1.1 Roc fracturé.....	57
3.1.2 ISM exploratoire.....	62
3.1.3 Milieu poreux.....	63
3.2 Installation de pointes à gaz et de puits multiniveaux.....	64
3.2.1 Pointes à gaz.....	64
3.2.2 Les puits multiniveaux.....	65
CHAPTER 4. LATERAL MIGRATION AND OFFSITE SURFACE EMISSION OF LANDFILL GAS AT CITY OF MONTREAL LANDFILL SITE.....	67
4.1. Introduction.....	68
4.1.1. Lateral Migration Review.....	68
4.1.2 Saint-Michel Environmental Complex (CESM).....	70
4.1.3 Experimental Site.....	71
4.1.4 Objectives.....	71
4.2. Materials and Methods.....	73
4.2.1 Wells and Probes.....	73
4.2.2 Pumping Tests.....	74
4.2.3 Instantaneous Surface Monitoring (ISM) of CH ₄ and Flux Correlation..	75
4.3. Results and Discussion.....	79
4.3.1 Characterization of the LFG Plume.....	79
4.3.2 Gas-Pumping Test Analysis and Results.....	82

4.3.3 Numerical Modeling of Advective Lateral Migration.....	83
4.3.4 Geostatistical Analysis.....	86
4.3.5 Meteorological Considerations in Data Analysis.....	88
4.3.6 Total Annual Emissions.....	89
4.3.7 Porosity and Macropores.....	90
4.4 Conclusion.....	92
4.5 Perspective and Recommendations.....	93
CHAPITRE 5. RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES.....	95
5.1 Études souterraines.....	95
5.1.1 Concentrations dans les puits de surveillance.....	95
5.1.2 Essais de pompage.....	97
5.1.2.1 Travaux de terrain.....	97
5.1.2.2 Interprétation.....	99
5.2 Études en surface.....	100
5.2.1 Les relevés ISM.....	100
5.2.2 Relevés de densité.....	102
5.3 Modélisation.....	104
5.3.1 Création du maillage.....	104
5.3.2 Modélisation des conditions initiales de la coupe du PS-FS-22....	105
5.3.3 Calibration de la pression à partir de la coupe PS-FS-22.....	107
CHAPITRE 6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	108
6.1 Conclusions.....	108
6.2 Recommandations.....	111
BIBLIOGRAPHIE.....	114
ANNEXES.....	128

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1:	Relation typique entre la pression capillaire et la saturation en eau dans un milieu homogène (Corey 1994).....	18
Figure 2.2:	Relation entre la pression de vapeur et la fraction volumique d'un mélange entre deux fluides.....	24
Figure 2.3:	Courbe de perméabilité relative typique.....	32
Figure 2.4:	Figure explicative des paramètres géométriques de l'inversion de Baehr et Hult (1991) pour un milieu en contact avec l'atmosphère.....	40
Figure 2.5:	Exemple de détermination de la perméabilité verticale (Shan 1995).....	43
Figure 3.1:	Stéréonet des diaclases dans le secteur du site expérimental (GPR 1990)....	58
Figure 3.2:	Pression dans le PS-16-FP après la mise sous succion du PS-13-FI.....	59
figure 3.3a:	Profil de concentration pendant la purge du puits PS-FP-16	
figure 3.3b:	Profil de concentration pendant la purge du puits PS-FI-13.....	60
Figure 4.1:	Layout of experimental site and overburden monitoring installations....	72
Figure 4.2a:	ISM Flux correlation (Fécil 2003)	
Figure 4.2b:	Comparison of measurements with and without funnel.....	77

Figure 4.3:	Kriged maps and variograms of underground concentrations of CH ₄	78
Figure 4.4:	Methane concentrations in PS-FS-22.....	80
Figure 4.5:	Histogram of porosity.....	83
Figure 4.6a:	Initial conditions for CH ₄ concentrations obtained with the diffusive model	
Figure 4.6b:	Modeled concentrations of CH ₄ after 1 day of advective flow	
Figure 4.6c:	Modeled concentrations of CH ₄ after 3 days of advective flow	
Figure 4.6d:	Modeled concentrations of CH ₄ after 5 days of advective flow.....	85
Figure 4.7a:	Map of CH ₄ flux using normal transformed kriging for June 10 th 2004	
Figure 4.7b:	Distribution of total methane flux for all surveys	
Figure 4.7c:	Distribution of methane concentrations for June 10 th 2004	
Figure 4.7d:	Variogram of normal transformed data for June 10 th 2004.....	87
figure 4.8a:	Kriged map of porosity	
figure 4.8b:	Topography	
figure 4.8c:	CH ₄ emission interpolated with IDW	
figure 4.8d:	Surface versus sorted emissions.....	91

LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

Symboles

b	Paramètre de glissement de Klinkenberg	[adim]
Cu	Coefficient d'uniformité	[adim]
e	Indice des vides	[adim]
h	Charge	m
H	Constante d'Henry	[adim]
K	Conductivité hydraulique	m/s ou cm/s
l ou L	Longueur	m
m	Masse	g ou kg
M	Masse molaire	g/mol
n	Porosité	[adim]
n_{mol}	Nombre de mol	mol
P ou p	Pression	Pa
Pd	Pression de déplacement	Pa
q	Flux	m/s
Q	Débit	m ³ /s
r	Rayon	m
r_w	Rayon d'influence	m
S	Saturation	[adim]
Sr	Saturation résiduelle	[adim]
t	Temps	sec
T	Température	°C ou °K
V	Volume	m ³
w	Fraction massique	[adim]
w_L	Limite de liquidité	[adim]

x	Fraction volumique (ou molaire pour les gaz)	[adim]
z	Profondeur	m
m, n et α	Paramètres de van Genuchten	[adim]
α	Coefficient de dilatation	$^{\circ}\text{C}^{-1}$ ou $^{\circ}\text{K}^{-1}$
β	Coefficient de compressibilité	Pa^{-1}
γ	Poids volumique	$\text{kg}/(\text{m s})^2$
θ	Teneur volumique	[adim]
κ	Perméabilité (intrinsèque)	m^2
λ	Indice de distribution de Brooks	[adim]
μ	Viscosité dynamique (ou absolu)	Pa/s
ρ	Densité	kg/m^3
σ	Tension interfaciale	N/m
Ψ	Succion matricielle	Pa

Constante

R	Constante des gaz parfait	$8,31456 \frac{\text{Pa} \times \text{m}^3}{\text{mol} \times ^{\circ}\text{K}}$
g	Accélération gravitationnelle	$\approx 9,81 \text{ m/s}^2$ ou N/kg

Indice

c	capillaire
e	effectif ou effective
f	du fluide
g	de gaz ou en gaz
m	maximal(e)
o	de référence
r	relatif ou relative
r	radial(e)
s	du solide

w d'eau, en eau ou hydraulique

z vertical(e)

Exposant

i ou j i^e ou j^e composé

sat de saturation

Préfixe

M x 10⁶ Mega

k x 10³ Kilo

c x 10⁻² Centi

m x 10⁻³ Mili

Abréviations

AEV *Air entree value* (pression d'entrée d'air)

ADIM Adimensionnelle

BC *Boundary conditions* (conditions frontières)

BCGM *Bias corrected geometric mean*
(moyenne géométrique avec correction de biais)

CESM Complexe Environnemental de Saint-Michel

CEBC Couche à effet de barrière capillaire

CH₄ Méthane

CO₂ Dioxyde de carbone

COV Composé organique volatile

CRC Courbe de rétention capillaire

EQ Équation

FI Forage intermédiaire

FID *Flame ionizing detector* (Détecteur à ionisation de flamme)

FP Forage profond

FS	Forage de surface
GCTCD	<i>Gas chromatograph using thermal conductivity detection</i> (Chromatographe à gaz à détection de conductivité thermal)
GM	Geometric mean (moyenne géométrique)
GPS	Global positioning system (Système de positionnement global)
IDW	Inverse distance weighing (Inverse de la distance)
IRNS-ETE	Institut National de Recherche Scientifique- Eau, Terre et Environnement
ISM	<i>Instantaneous surface monitoring</i> (Relevé de méthane au sol)
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LFG	<i>Landfill gas</i> (Biogaz)
LIE	Limite inférieure explosive
MN	Multiniveaux
PG	Pointes à gaz
PS	Puits de surveillance
U.S. EPA	United-States Environmental Protection Agency (agence américaine de la protection de l'environnement)
TOUGH-LGM	Transport of unsaturated groundwater and heat- LFG migration (transport d'eau souterraine non saturée et de chaleurs-migration des biogaz)
1D, 2D, 3D	Une dimension, deux dimensions et trois dimensions

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A TOUGH2-LGM : Manuel d'utilisation.....	CD
ANNEXE B Coupe pour l'étude préliminaire.....	CD
ANNEXE C Forage des PS-41 à PS-44.....	CD
ANNEXE D Plans et photos du site.....	CD
ANNEXE E Log de construction des PS-PG.....	CD
ANNEXE F Log de construction des PS-MN.....	CD
ANNEXE G Tableaux des relevés PS-MN.....	CD
ANNEXE H Rapport, photos et interprétations des essais de pompage.....	CD
ANNEXE I Cartes d'émissions surfaciques et photos.....	CD
ANNEXE J Données, variogramme et carte de porosité.....	CD
ANNEXE K Programme TOUGH-LGM, exemples de fichiers d'entrée et de fichiers de sortie.....	CD

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

1.1 Définition de la problématique

Les sociétés industrialisées produisent de plus en plus de déchets. Avec l'augmentation de la population et l'augmentation de la production de matières résiduelles par habitant, la gestion des matières résiduelles est un problème grandissant. De plus, les matières enfouies s'accumulent d'année en année dans les sites d'enfouissement qui demeurent la méthode privilégiée d'élimination des matières non recyclées en Amérique du Nord. Les masses grandissantes de matière enfouie augmentent le risque environnemental associé aux sites d'enfouissement.

Avant les années 70, l'enfouissement des déchets n'impliquait que très peu d'ingénierie. Les effets des matières enfouies sur l'environnement n'étaient pas une préoccupation majeure dans l'exploitation d'un dépotoir. Le concept utilisé pour la gestion des lixiviats était l'atténuation naturelle, c'est-à-dire que la dilution et la dégradation des contaminants dans l'environnement réduiraient éventuellement les concentrations à des niveaux respectant les normes. Dans ce contexte, les sablières, par exemple, étaient considérées comme des sites propices à une bonne dilution des contaminants étant donné la perméabilité élevée des unités hydrogéologiques. Le problème avec l'application de ce concept est qu'il n'impliquait pas nécessairement

la destruction efficace des contaminants. Le choix des sites étaient souvent inadéquat et la capacité d'atténuation naturelle du milieu était souvent dépassée. Dans ces cas, l'enclave d'eau affectée par la contamination augmentait continuellement.

Dans les années 90, le concept d'atténuation naturelle a été abandonné étant donné les problèmes environnementaux associés à plusieurs sites. Les déchets devaient dès lors être complètement isolés. L'ingénierie des sites d'enfouissement s'est grandement développée. Cependant, le concept de confinement total a vite été abandonné. Le confinement total est impossible en pratique et les efforts visant cet objectif impliqueraient des coûts irréalistes. À présent, le concept privilégié est celui du contrôle de la sortie des contaminants. Le confinement et le suivi de l'atténuation naturelle sont des méthodes de contrôle pour les nouveaux sites d'enfouissement. À ceux-ci s'ajoutent, entre autres, des puits de captage pour forcer l'écoulement vers le site en contrôlant les gradients hydrauliques.

Aujourd'hui, les recouvrements de site d'enfouissement sont efficaces pour réduire la quantité d'eau qui s'infiltré dans le site. Ils permettent de réduire la production de lixiviat. Pour les nouveaux sites d'enfouissement, les emplacements sont choisis dans des unités hydrogéologiques à faible perméabilité à défaut de quoi des couches de fond et des barrières latérales de faible perméabilité sont installées pour prévenir la migration du lixiviat.

Les déchets qui contiennent de la matière organique ne produisent pas seulement du lixiviat. La fermentation de la matière organique contenue principalement dans les déchets domestiques produit un mélange principalement composé de méthane et de gaz carbonique appelés biogaz. À ce mélange s'ajoutent des composés organiques volatiles (COV) déjà présents dans les déchets de toute nature. Les recouvrements

finaux ont également été conçus pour réduire la migration verticale, aussi appelée émission surfacique, des biogaz.

Les populations exposées au biogaz courent des risques pour leur santé. Les COV dans les biogaz, tels que le benzène, le chloroforme, le dibromoéthane, et des composés organochlorés, peuvent causer des effets toxiques selon les concentrations et la durée de l'exposition. Ces composés peuvent produire des effets cancérigènes et tératogènes.

Le méthane contenu dans le biogaz est un important gaz à effet de serre. Bien que la masse totale de méthane émise dans l'atmosphère soit relativement faible à l'échelle de la planète, comparée à la masse de gaz carbonique, son impact sur le réchauffement climatique est important étant donné que le méthane absorbe le rayonnement infrarouge 21 fois plus que le CO₂. Les sites d'enfouissements sont particulièrement visés par les efforts de réductions d'émissions de gaz à effet de serre, car les masses de gaz carbonique équivalent transigées dans le cadre de l'accord de Kyoto tiennent compte de ce facteur multiplicatif. Il y a donc beaucoup d'intérêt à capter les biogaz dans le but d'obtenir des crédits de carbone car cela s'avère moins coûteux que dans d'autres secteurs.

Avec les efforts de confinement, de nouveaux problèmes sont survenus. La production de biogaz dans un milieu confiné fait augmenter la pression dans les déchets et crée un gradient de pression vers l'atmosphère. Les biogaz migrent alors latéralement et verticalement à travers le recouvrement. Les sites plus anciens ne disposent pas de barrières latérales. Un écoulement préférentiel latéral peut alors se produire aux frontières périphériques.

La migration latérale pose de nouveaux problèmes reliés aux biogaz. Le méthane ne peut pas être détecté par les sens car il est inodore et incolore. L'accumulation des biogaz dans des espaces clos peut provoquer des risques d'asphyxie si l'oxygène diminue à moins 10%. De plus, le méthane est extrêmement inflammable. Dans un mélange avec l'air, il est explosif lorsque sa concentration varie de 5% à 15%. D'ailleurs, la fraction volumique de méthane est souvent exprimée en pourcentage de la limite inférieure d'explosivité (LIE).

Plusieurs accidents causant d'importantes pertes humaines et matérielles ont été répertoriés par Drouin (1995) La destruction de bâtiments et d'installations ainsi que la mutilation et la mort de plusieurs personnes ont été causées par la migration des biogaz. Très souvent, en raison de la méconnaissance de ce phénomène, les signes précurseurs d'accidents n'ont pas été identifiés. Un bon exemple d'un tel manquement est l'explosion à Loscoe en Angleterre (Williams et Aitkenhead 1991). Ce site d'enfouissement recouvert d'une couche d'argile peu avant l'accident était exploité dans une ancienne mine de charbon. Un résident avait alerté le *National Coal Board*, d'un bouillonnement de gaz sur son terrain. Le *National Coal Board* a installé un puits passif pour permettre la sortie contrôlée des gaz même s'il considérait que le problème était probablement d'une autre origine. À ce moment, l'existence du lieu d'enfouissement n'était pas connu. Au total 4 plaintes ont été faites entre 1983 et 1984. Le 24 mars 1986, une maison a été complètement détruite par une explosion de biogaz.

Certaines conditions augmentent le risque associé à la migration latérale. Comme à Loscoe, une explosion a été causée par la migration latérale accrue pendant une chute de pression barométrique anormalement forte au site d'enfouissement de Skellingsted au Danemark (Kjeldsen et Fischer 1995). Dans ce cas, la surface saturée de l'unité hydrogéologique en contact avec les déchets a créé des conditions

de confinement qui ont augmenté la distance et l'intensité de la migration. À Mississauga, en Ontario, l'écoulement confiné par le gel a favorisé la migration latérale dans une maison adjacente au site en 1971 (Mcomber *et al* 1982). Des conditions explosives ont été mesurées et le Ministère de l'Environnement a ordonné l'installation d'un système de contrôle de migration.

La construction de puits installés directement dans les lieux d'enfouissement permet le contrôle de la sortie inévitable des gaz. En contrôlant ainsi leur sortie, il devient possible de les détruire à la source. Les premiers puits de captage étaient des puits passifs, c'est-à-dire que la pression naturelle créée entre autres par la génération de biogaz entraînait l'écoulement vers les puits. De là, ils pouvaient être ventilés directement à l'atmosphère ou brûlés en torchère.

1.2 La problématique au Complexe environnemental de Saint-Michel

Les travaux faisant l'objet du présent mémoire ont été conduits au Complexe environnemental de Saint-Michel (CESM). Le CESM abrite un important lieu d'enfouissement sanitaire (LES) localisé dans un secteur urbanisé de la Ville de Montréal. Il se trouve dans une ancienne carrière de calcaire dont la superficie dédiée à l'enfouissement occupe 72 hectares et dont la profondeur atteint 70 mètres par endroits. Son exploitation a débuté en 1968 et, jusqu'à présent, environ 39 millions de tonnes de déchets solides y ont été enfouies. La pleine capacité d'enfouissement autorisée étant presque atteinte, ce site, dont le propriétaire et exploitant est, depuis 1988, la Ville de Montréal, fermera ses portes d'ici environ trois ans. Les opérations de fermeture y sont par ailleurs amorcées. Ainsi, le recouvrement final est complété sur environ 20 pour cent du LES.

Au CESM, le contrôle des biogaz est assuré par un réseau de captage actif composé d'environ 350 puits, 19 km de conduites collectrices et quatre compresseurs. Avant d'enfouir des déchets dans l'ancienne carrière, les parois et le fond n'ont pas été étanchéisés. Les eaux souterraines sont donc en lien hydraulique avec les déchets. Afin de prévenir la contamination des eaux souterraines, un pompage intensif, réalisé dans un puits localisé dans la partie la plus profonde du site, crée un cône de rabattement suffisant pour que les gradients hydrauliques locaux se dirigent vers le LES.

L'évolution du contrôle des biogaz au CESM est un excellent exemple historique. Le premier système de destruction des biogaz était des torchères individuelles par puits en mode passif. Un employé était chargé de rallumer les flammes éteintes par le vent. Puis, la construction d'un réseau de collecteurs a permis de canaliser les biogaz vers des torchères. Le pompage était initialement assuré par des ventilateurs dont les succions étaient faibles. Aujourd'hui, quatre compresseurs alimentent un captage agressif des biogaz au CESM.

En 2005, 27 000 tonnes de méthane ont été captées au CESM. La combustion détruit le méthane et les autres COV. Si le captage et la destruction des COV impliquent des coûts importants, leur valeur calorifique peut aussi générer des bénéfices lorsque valorisés. Ainsi, depuis 1996, la centrale électrique Gazmont assure la destruction de biogaz. Ils y sont brûlés dans une chaudière qui produit de la vapeur. Cette dernière active une turbine couplée à une génératrice. L'électricité ainsi produite est vendue à Hydro-Québec qui la distribue à la population de Montréal.

Le recouvrement final permet d'améliorer le captage des biogaz en minimisant les pertes de pression dues à l'infiltration de l'air atmosphérique. Même s'il est conçu pour être très peu perméable aux gaz, le biogaz qui réussit à migrer à travers le recouvrement final peut être détruit en grande partie par l'oxydation biologique. Ce processus se produit dans les premiers décimètres de sol où des bactéries aérobies méthanotrophes s'établissent. Ce phénomène peut également atténuer la migration latérale aux endroits où il y a une présence d'oxygène.

Malheureusement, les anciens sites dépourvus de barrières latérales imperméables présentent souvent des problèmes de contrôle de la migration latérale des biogaz. Au centre du site, les rayons d'influence des puits de captage se recoupent et les pertes de charge sont dues principalement à l'écoulement des gaz. En bordure du CESM, le captage est assuré par quelques puits seulement et un apport d'air atmosphérique réduit leur rayon d'influence et fait augmenter les taux d'oxygène dans les déchets. Afin de protéger le procédé anaérobie et de réduire les risques de feu souterrain tout en évitant de créer des conditions explosives dans le réseau de captage et en évitant de diluer les gaz acheminés à la centrale thermique, les puits doivent être modulés à des faibles succions ou fermés périodiquement. La vigilance et l'expérience des opérateurs sont primordiales pour gérer pareilles situations. Dans un tel contexte, la surveillance environnementale devient une partie intégrale de l'exploitation du réseau de captage, car c'est elle qui permet de mesurer les conséquences des décisions des opérateurs et d'acquérir de l'expérience.

Lorsque le réseau de captage est arrêté pour des périodes prolongées à la suite de pannes de courant, de bris de conduites ou d'arrêts de maintenance, la pression s'élève dans la masse de déchets et des événements de migration latérale majeurs peuvent se produire.

Le site expérimental choisi pour cette étude, localisé à l'annexe D, est affecté par cette problématique. Les dépôts meubles forment une butte de remblais composés de silt de la région de Montréal et d'une petite fraction d'autres matériaux, tels des blocs et des cailloux de calcaire, du béton et de l'asphalte. À la base de la butte, les déchets sont en contact avec les dépôts meubles sur une épaisseur de 3 à 6 mètres. Son épaisseur maximale est approximativement 9 m. La figure 4.8 de l'article montre une vue isométrique de la topographie et la figure 4.1 montre une coupe du terrain expérimental. La nappe étant très proche du niveau du roc, les gaz peuvent, dans certaines conditions, s'introduire dans la zone non saturée en contact avec les déchets.

1.3 Objectif du projet

L'objectif est d'élaborer une méthode pour quantifier l'importance des émissions de biogaz par migration latérale et de la tester au CESM. Le modèle d'investigation permettra de mieux prévoir quand et où la migration sera la plus importante, dans le but d'optimiser les infrastructures visant à la contrer de même que les efforts de surveillance. Grâce à une meilleure compréhension des mécanismes de migration latérale et à une quantification des biogaz qui migrent latéralement, il sera possible de trouver des solutions de contrôle mieux adaptées et de rendre les activités de surveillance plus efficaces.

La migration latérale et ses émissions atmosphériques subséquentes seront alors diminuées. Les ressources consacrées à la surveillance dans les secteurs réhabilités pourront être progressivement redéployées ailleurs sur le site. La protection du public s'en trouvera accrue et une plus grande proportion du gaz produit par le site sera valorisée par la centrale électrique.

L'étude est une excellente occasion de tester les méthodes d'estimation des émissions surfaciques développées par Fécil *et al* (2003). Elle permettra également de faire un meilleur bilan de méthane pour le CESM. Le taux d'efficacité du réseau de captage avait été estimé à 98% par Fécil (2003) en faisant l'hypothèse que la migration latérale était négligeable. Cette hypothèse sera vérifiée.

1.4 Organisation du mémoire

Ce mémoire est composé de six parties. Le premier chapitre, l'introduction, définit la problématique et les objectifs de l'étude. La revue de littérature, au chapitre 2, présente une revue critique des développements théoriques en matière d'écoulement des gaz en milieu poreux. Le chapitre 3 explique les travaux préliminaires qui ont été nécessaires à l'étude. Il explique aussi les étapes suivies pour cerner le problème de la migration latérale au CESM et explique les installations qui ont été construites pour l'évaluer. L'article soumis à *Waste Management & Research* est présenté au chapitre 4. Une revue de bibliographie spécifique à la migration latérale des biogaz et de l'évaluation des émissions surfaciques y est présentée. L'article fait un résumé de la méthodologie, des résultats et des conclusions de l'étude. Le chapitre 5 discute des éléments qui n'ont pas été traités dans l'article. Le dernier chapitre expose les conclusions générales et les recommandations de l'auteur.

CHAPITRE 2.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE D'ÉCOULEMENT MULTIPHASE

2.1 Statique multiphase dans le milieu poreux

2.1.1 Densité et viscosité de la phase liquide et gazeuse

Les fluides se déforment tant qu'une force de cisaillement leur est appliquée. La viscosité est la capacité d'un fluide de résister à cette déformation. La viscosité dynamique (ou absolue), μ en Pa·s, d'un gaz est environ cinquante fois plus petite que celle de l'eau. Les fluides dont nous traitons sont tous newtoniens, c'est-à-dire que la force de cisaillement et la déformation suivent une relation linéaire. La densité du gaz ρ_g , généralement de 0.5 à 1.5 kg/m³, est beaucoup plus petite que la densité de l'eau ρ_w qui s'établit à environ 1000 kg/m³.

La viscosité et la densité des fluides affectent les propriétés d'écoulement. La prochaine section décrit les variations par rapport à la pression et à la température des propriétés de l'eau et des mélanges de gaz. Les coefficients des relations empiriques qui décrivent ces relations dépendent aussi des températures et des pressions. Nous supposons un équilibre local, par exemple dans un élément de la

modélisation, entre les solides, la phase liquide et la phase gazeuse. La température de l'eau de surface au Québec varie entre 0,1 à 18 °C (Chapuis 1999). De plus, comme nous verrons dans l'étude, les pressions qui causent l'écoulement sont très proches de la pression atmosphérique normale, à la seule exception de succion associée aux essais de pompage. Ainsi seulement les relations de basse pression et de basse température seront colligées.

L'analyse de l'importance relative de ces phénomènes est primordiale à la construction des hypothèses qui permettent de simplifier les dérivées partielles et ainsi élaborer les solutions analytiques qui seront discutées à la section 2.2, 2.3 et 2.4.

2.1.1.1 Densité et viscosité de la phase liquide

L'eau est à sa masse volumique maximale à 3.98 °C, soit 1000 kg/m³ ou g/l. Cette masse volumique est utilisée comme référence pour la densité. On considère que l'effet de la dissolution des gaz sur la viscosité et la densité du liquide est négligeable.

2.1.1.1.1 Densité de la phase liquide

Le coefficient de dilatation thermique α de l'eau est de $0,2 \times 10^{-6}$ à 20°C et de $0,45 \times 10^{-6}$ à 50 °C. La relation suivante permet de calculer la masse volumique de l'eau à basse température en fonction de la température :

$$\rho_w(T) = \rho_{wo} [1 - \alpha(T - T_0)] \quad (2.1) \quad (\text{Burger } et \text{ al } 1985)$$

Ceci représente une variation relative de $0,2 \times 10^{-6}$ pour une température passant de 20°C à 21°C . Les variations de pression modifient également la masse volumique de l'eau. Le coefficient de compressibilité β et la pression P sont mis en relation dans la même formulation que dans l'expression précédente.

$$\rho_w(P) = \rho_{w0}[1 - \beta(P - P_0)] \quad (2.2) \quad (\text{Bear } 1972)$$

Une variation de 10 kPa, soit environ l'équivalent d'une colonne d'un mètre d'eau, crée une variation relative de la masse volumique de 5×10^{-9} . En général, l'eau est considérée incompressible.

Les relations précédentes fournissent seulement de bonnes estimations pour les faibles variations de pression ou de température.

2.1.1.1.2 Viscosité de la phase liquide

La viscosité des liquides augmente avec la diminution de la température. Selon Dorsey (1968), à pression normale, la viscosité de l'eau entre 0°C et 20°C est de:

$$\text{Log}(\eta_w) = \frac{1301}{998,333 + 8,1855(T - 20) + 0,00585(T - 20)^2} \quad (2.3) \quad (\text{Chapuis } 1999)$$

Pour la plupart des fluides, la viscosité augmente lorsque la pression augmente. L'eau est une exception. Sa viscosité diminue avec l'augmentation de la pression. Dans la plupart des cas d'intérêt pratique, on peut néanmoins négliger l'effet de la pression sur la viscosité de l'eau, surtout si on considère son importance par rapport à l'effet de la température sur la viscosité (Bear 1972).

2.1.1.2 Densité et viscosité de la phase gazeuse

2.1.1.2.1 Densité de la phase gazeuse

On considère que les gaz et les mélanges de gaz se comportent comme des gaz parfaits. Les conditions de température et de pression qui permettent cette simplification sont respectées de plusieurs ordres de grandeur. La loi des gaz parfaits établit la relation entre la pression, la masse, le volume et la température. Ainsi, on peut formuler la définition de la masse volumique d'un certain gaz, à partir de la pression P , la masse molaire M , la température T en $^{\circ}\text{K}$, et la constante universelle des gaz R de $8.31456 \text{ Pa m}^3/\text{mol}^{\circ}\text{K}$.

$$\rho_g = \frac{m}{V} = \frac{n_{mol} \cdot M}{V} = \frac{P \cdot M}{RT} \quad (2.4)$$

Pour un mélange de gaz, il suffit d'additionner les masses molaires multipliées par leurs fractions molaires (ou volumiques) respectives.

2.1.1.2.2 Viscosité de la phase gazeuse

La détermination de la viscosité d'un mélange nécessite des calculs beaucoup plus élaborés que la détermination de la densité. Pour un mélange de gaz, la sommation suivante décrit la viscosité du mélange.

$$\mu_g = \sum_{i=1}^4 \frac{x_g^i \mu^i}{\sum_{j=1}^4 x_g^j \Phi_{ij}} \quad (2.5) \quad \text{et} \quad \Phi_{ij} = \frac{1}{\sqrt{8} \left(1 + \frac{M^i}{M^j} \right)} \left[1 + \sqrt{\frac{\mu_g^i}{\mu_g^j}} + \sqrt[4]{\frac{M^i}{M^j}} \right]^2 \quad (2.6) \quad (\text{Bird et al}$$

2002)

Contrairement au liquide, la viscosité des gaz à basse pression augmente avec l'augmentation de la température. Pour déterminer la viscosité à une température donnée, il suffit d'utiliser la racine carrée des températures en °K comme facteur d'ajustement par rapport à la viscosité connue d'un gaz ou d'un mélange de gaz à une température de référence.

$$\mu_g(T) = \mu_{g0}(T_0) \sqrt{\frac{T}{T_0}} \quad (2.7) \quad (\text{Bird et al 2002})$$

2.1.2. Distribution des fluides dans le milieu

La distribution de l'eau dans le milieu poreux est primordiale dans la description de l'écoulement des gaz, car elle affecte tous les phénomènes de transport. La saturation en eau est une barrière à l'écoulement des gaz. De plus, la vitesse d'infiltration d'eau de pluies ou de fonte est fortement contrôlée par ce phénomène. D'ailleurs, les sites d'enfouissement se basent sur ce principe pour limiter l'écoulement de l'eau et des gaz à travers le recouvrement final.

L'explication des forces impliquées dans les contacts solide/fluide, des forces hydrostatiques et des forces existantes dans une surface créée entre le liquide et le gaz permettront de décrire les profils de teneurs en eau associées à un matériau sous la forme de relation. Ces relations et les concepts nécessaires à leurs élaborations nous permettront de définir les propriétés relatives des phénomènes d'écoulement qui seront traités dans les sections 2.2, 2.3, 2.4.

2.1.2.1 Capillarité

Cette section traite de la relation entre les solides et les fluides dans la zone non saturée. Le phénomène de la capillarité dans un sol homogène crée un profil de teneur en eau qui diminue à mesure qu'on s'élève au-dessus du niveau de la nappe.

La propriété physique de l'interface entre deux fluides qui crée le phénomène de capillarité est la tension interfaciale σ en N/m. La tension interfaciale est l'énergie requise pour créer une nouvelle surface entre deux fluides immiscibles. Le contact eau/air crée une tension interfaciale d'environ 70×10^{-3} N/m. Les deux fluides ayant une tendance différente d'adhérer à une surface solide, le contact entre les fluides et la surface du solide est courbé. L'angle que fait la goutte avec la surface permet

ainsi de mesurer indirectement la tension interfaciale. Pour un mélange d'eau et de gaz le fluide mouillant, celui qui adhère le plus au solide, sera toujours l'eau.

La pression capillaire P_c en Pa est définie comme la différence de pression générée par l'interface courbe entre deux fluides immiscibles, tel que dans un tube capillaire. Dans un sol, la capillarité devient une différence de pression entre deux phases fluides immiscibles lorsqu'elles sont distribuées sous équilibre statique dans le milieu poreux (Lefèbvre 2003).

Par convention, on considère que le niveau statique de la nappe est à pression nulle. Évidemment, en profondeur, la pression augmente dû à la force exercée par le poids du fluide statique. Cette pression correspond au poids spécifique du fluide γ en $\text{kg}/(\text{ms})^2$, multiplié par la profondeur par rapport au niveau de référence. Le poids volumique est égal à la masse volumique multipliée par la force gravitationnelle g en m/s^2 . On constate que la pression hydrostatique de la colonne de gaz est négligeable par rapport à celle de l'eau. Par convention, on considère que l'eau retenue au-dessus du niveau de référence par la pression capillaire est en pression négative. On utilise parfois le terme succion matricielle Ψ en Pa pour décrire la pression capillaire. La courbe de pression dans la zone capillaire suit la même droite que dans la zone hydrostatique. La pression capillaire et la pression de l'eau étant identiques mais opposées, la somme des deux à l'équilibre est toujours zéro dans la zone non saturée. Il n'y a donc pas d'écoulement advectif. Étant donné que la pression capillaire est ainsi liée à son élévation, on peut la représenter en terme de charge capillaire h_c en m.

Les angles entre les surfaces du grain et l'interface eau-air changent avec la saturation et font varier la pression capillaire. La courbe de rétention capillaire (CRC), figure 2.1, est la relation entre la pression capillaire ou l'élévation au-dessus de la nappe et la saturation en eau S_w ou la teneur volumique en eau θ_w . On

remarque que le sol se désature rapidement à une certaine pression capillaire. La littérature ne s'entend ni sur le nom, ni sur la manière de déterminer le point d'inflexion. La pression de déplacement P_d est le prolongement de la partie linéaire de la CRC. La pression d'entrée d'air AEV est la pression capillaire qui correspond à une certaine saturation élevée, soit 0.8 ou 0.9. La frange capillaire est l'eau en rétention capillaire qui n'atteint pas la pression de déplacement. La frange capillaire varie de plusieurs ordres de grandeur selon le matériau. Elle est de l'ordre du cm pour les sables et de la dizaine de mètres pour les argiles. Les bulles emprisonnées à l'imbibition créent un phénomène d'hystérésis dans les cycles. La CRC est déplacée vers le bas et la saturation maximale en eau S_{mw} devient inférieure à 1. Lorsque le fluide non mouillant est un gaz avec le temps et les cycles, la CRC tend vers la CRC du drainage qui a une S_{mw} de 1.

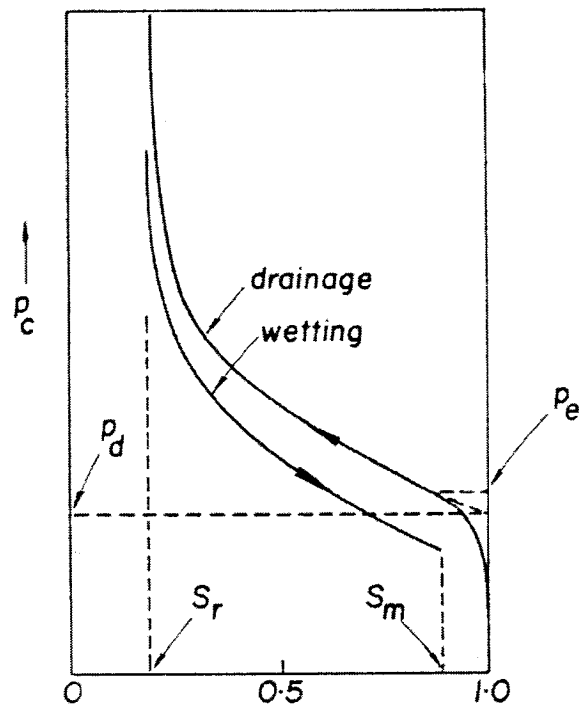


Figure 2.1 Relation typique entre la pression capillaire et la saturation en eau dans un milieu homogène (Corey 1994)

La CRC du drainage n'atteint jamais une saturation nulle pour le fluide mouillant. Plutôt, elle tend vers la saturation résiduelle S_{rw} . À cette saturation, l'eau devient tellement dispersée qu'elle peut adopter la forme qui convient à la pression capillaire requise pour son élévation. Cette fraction étant insensible à la pression capillaire, le concept de saturation effective S_{we} est nécessaire pour modéliser la CRC et la perméabilité relative, tel qu'il est décrit à la section 2.2.5.

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{rw}}{S_{mw} - S_{rw}} \quad (2.8) \quad (\text{Corey 1994})$$

Les matériaux homogènes présentent cette forme de CRC présenté à la figure 2.1. La pente, la saturation résiduelle et la pression de déplacement dépendent du matériau. Les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC) qui sont utilisées pour le recouvrement final et dans les parcs à résidus miniers utilisent le contraste de propriété capillaire entre deux matériaux très différents pour étancher les surfaces aux deux phases (Bussière 1999).

Différentes techniques de laboratoire existent pour caractériser la CRC d'un matériau. Le premier essai inventé et le plus fidèle au phénomène naturel, à cause du volume de l'échantillon, est l'essai en colonne. On sature simplement une colonne du matériau par le bas et on attend l'équilibre. Les méthodes de mesure de la CRC sont décrites au paragraphe 2.35 de (Corey 1994). Il existe plusieurs appareils et méthodes de mesure, destructives et non destructives, conçues pour mesurer la teneur en eau dans un laboratoire ou sur le terrain. La section 3.2.3 dans (Warrick 2002) les résume très bien. Cependant, la thermogravimétrie sert d'étalon pour toute autre méthode. Il s'agit de peser un échantillon avant et après le séchage dans un four à 105 °C, de 12 à 24 heures (ASTM, D2216-98). La température de

séchage est basse pour éviter d'extraire l'eau structurale des minéraux argileux. Le tensiomètre, inventé par Livingston en 1908 (Warrick 2002), mesure la pression capillaire dans un sol. Il s'agit en général d'une pierre poreuse installée au point de mesure et reliée à un tube rempli d'eau grâce auquel la pression d'eau est mesurée (ASTM, D 3404-91, 1998).

2.1.2.2 Fonction capillaire

Pour intégrer la CRC dans un modèle numérique, il est nécessaire de la mettre sous la forme de fonction capillaire. Il existe présentement deux modèles de capillarité très utilisés. Le modèle empirique de Brooks et Corey représente la saturation au-dessus de la frange capillaire pour un cycle de drainage dans un matériau homogène (Brooks et Corey 1964).

$$P_c < P_d \Rightarrow S_{we} = 1 \quad (2.9)$$

$$P_c \geq P_d \Rightarrow S_{we} = \left(\frac{P_c}{P_d} \right)^{-\lambda} \quad (2.10)$$

λ est l'indice de distribution de la dimension des pores. Une valeur typique de λ est 2, les valeurs d'un matériau fin étant inférieures et celles des sables étant supérieures. Su et Brooks (1975) ont développé un modèle semi-analytique plus complet de la capillarité applicable sur l'ensemble du domaine et capable de modéliser la courbe d'imbibition. Cependant, la formule précédente demeure très utilisée vue sa simplicité.

Le modèle empirique de Van Genuchten (1980) est de plus en plus utilisé. Il permet également de modéliser sous la frange capillaire, mais de façon plus simple. Par contre, ce modèle n'est conçu que pour le drainage.

$$S_{we} = \left[1 + (\alpha \cdot P_c)^n \right]^{-m} \quad (2.11) \quad (\text{Van Genuchten } et al \ 1992)$$

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (2.12) \quad (\text{Van Genuchten } et al \ 1992)$$

m, n et α sont les paramètres empiriques de van Genuchten, où m et n contrôlent la pente et α contrôle l'élévation. Normalement, la relation (2.12) fixe les valeurs de m par rapport à n, mais dans certains cas un ajustement n'est pas possible sous cette contrainte. La formulation de EQ(2.11) est différente mais équivalente à la formulation originale

dans (Van Genuchten 1980). Lefèvre (2003) explique méthodiquement les étapes pour l'évaluation graphique des paramètres de Van Genuchten.

Selon White et al (1970) cité par Corey (1994), qui ont également développé un modèle semi-analytique pour l'ensemble d'un domaine homogène, la désaturation marginale que crée une pression capillaire inférieure à la pression de déplacement serait causée uniquement par une condition frontière des échantillons en laboratoire.

2.1.2.3 Estimation des paramètres capillaires

Étant donné les coûts et le temps des essais et des analyses en laboratoire, des moyens d'estimer les paramètres capillaires à partir des relations utilisant des paramètres granulométrique ont été développés. Plusieurs régressions non-linéaires ont été faites pour estimer les paramètres de la fonction capillaire d'un sol. Arya et Paris (1981) ont créé leur modèle statistique considérant une distribution log-normale de la courbe granulométrique cumulative. Rawls et Brakensiek (1985) ont créé une régression utilisant la fraction de sable, silt et argile dans l'échantillon.

Aubertin *et al* (2003) ont développé un modèle semi-physique à partir du modèle physique de Kovács (1980) basé sur la montée capillaire dans un tube de diamètre équivalent. Leur fonction de pédotransfert pour les sols granulaires requiert le coefficient d'uniformité C_u , la taille D_{10} de la courbe granulométrique, et l'indice des vides e . Ce modèle a été utilisé pour déterminer les paramètres de van Genuchten utilisés dans la simulation de l'infiltration discutée dans l'article. Le modèle cohésif des mêmes auteurs requiert la limite de liquidité W_L , l'indice des vides e et la densité du solide ρ_s .

Mishra *et al* (1989) ont vérifié l'applicabilité et l'incertitude de la méthode de Arya et Paris. Ils en concluent que la régression est efficace mais la variabilité des analyses granulométriques des échantillons plus grossiers cause un problème étant donné la taille des échantillons. Weaver et al. (1994), cités par Lefèbvre (2003), arrivent aux mêmes conclusions sur le modèle de Rawl et Brakensiek. De plus, tous ces modèles supposent un sol homogène.

2.1.3 Interaction liquide/gaz

Étant donné les très grandes surfaces de contact entre les phases liquides et gazeuses, on considère que l'équilibre local est atteint entre les deux phases. La volatilisation de l'eau ainsi que la solubilisation des gaz seront expliquées ci-dessous. Les relations suivantes considèrent que les gaz se comportent comme un gaz idéal.

Il est important de comprendre ces phénomènes, l'équilibre entre les phases car ils influencent les concentrations des composés de la phase gazeuse, ce qui contrôle la densité et la viscosité, section 2.1.1, et les coefficients de diffusion, section 2.3.1. De plus, certains phénomènes que nous considérons négligeables dans notre contexte peuvent ne pas être négligés par le programme TOUGH, qui a été conçu pour convenir à des situations les plus variées possibles.

2.1.3.1 Volatilisation de l'eau

Dans un mélange gazeux, il faut considérer une part importante en vapeur d'eau qui modifie les propriétés physiques du mélange gazeux. La loi de Raoult dit que

$$P_i = y_i P_{total} = x_i P_i^{sat} \quad (2.13)$$

où P_i est la pression partielle, y est la fraction molaire dans le gaz, x est la fraction dans le liquide et P_i^{sat} est la pression de saturation (Alberty 1983). Étant donné que la fraction de masse des gaz dissouts est très faible, on considère que la pression partielle de la vapeur d'eau atteint la pression de saturation, figure 2.2. La pression de vapeur est fortement dépendante de la température. Plusieurs relations ont été développées pour ajuster la pression de vapeur, tel l'équation d'Antoine, l'équation

de Gomez-Thodos, l'équation de Wagner et l'équation de Frost-Kalkwarf-Thodos (Reid *et al* 1987).

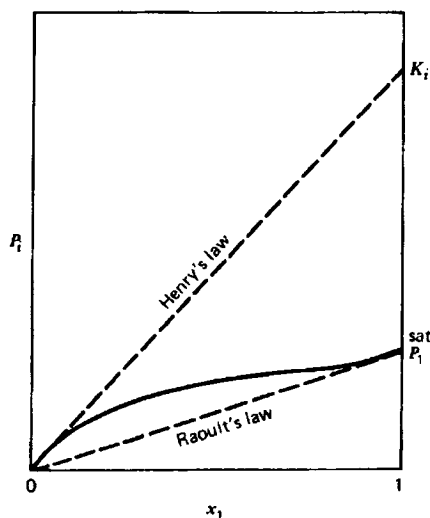


Figure 2.2 Relation entre la pression de vapeur et la fraction volumique d'un mélange entre deux fluides (Alberty 1983).

2.1.3.2 Solubilisation des gaz

En contrepartie, lorsqu'un composé est à une fraction molaire très faible dans un mélange, la relation entre la fraction dans le gaz et celle dans le liquide est donnée par la loi d'Henry, figure 2.2.

$$P_i = y_i P_{total} = H_i x_i \quad (2.14)$$

où H_i est la constante d'Henry. Si on formule cette équation en terme de fraction massique, elle s'écrit :

$$w_l^i = \frac{P_i^g}{H_i} = \frac{P_g \cdot x_g^i}{H_i} \quad (2.15) \text{ (Nastev 1998)}$$

Cette constante représente le rapport entre la volatilité et la solubilité. Il faut être très prudent car les unités de la constante d'Henry s'annulent. Il arrive donc fréquemment que les unités de pression, de masse et de volume ne soient pas spécifiées. La constante d'Henry est sensible à la solubilisation d'autres composés et très sensible aux électrolytes (Reid *et al* 1987). On considérera donc que le modèle contient une faible charge minérale.

La constante d'Henry est également très sensible à la température. TOUGH2-LGM utilise une interpolation du tableau donné dans Cramer (1982).

2.2 Écoulement advectif des gaz

Le transport advectif est extrêmement important pour la problématique de la migration latérale des biogaz car ce phénomène explique les événements de migration rapide qui sont le plus grand facteur de risque pour la population. Il n'est pas possible de parler de l'advection des gaz dans un milieu poreux sans passer par celui de l'eau d'où provient le développement initial des différents concepts et de plusieurs solutions analytiques.

2.2.1 Charge hydraulique et pneumatique

La loi de Bernouilli fait la somme de l'énergie potentielle sous forme de pression p , d'élévation z et de vitesse v dans un système fermé incompressible où il n'y a pas de perte de charge.

$$g \cdot z + \frac{P}{\rho_w} + \frac{v^2}{2} = \text{constante} \quad (2.15) \quad (\text{Domenico et Schwartz 1990})$$

Pour les écoulements en milieux poreux, les vitesses étant faibles et l'énergie potentielle de la vitesse étant exprimée au carré, la vitesse est négligée. En divisant cette équation par la force gravitationnelle g , on décrit l'énergie potentielle en terme de charge hydraulique :

$$h_w = z + \frac{P_w}{\gamma_w} \quad (2.16)$$

Ainsi, s'il n'y a pas d'écoulement vertical dans un puits d'observation, la charge hydraulique peut être mesurée directement par l'élévation du niveau d'eau.

Si on veut étendre le concept de charge au gaz, il faut considérer sa compressibilité. La solution pour un gaz parfait nous donne :

$$h_g = z + \frac{1}{g} \int_{P_0}^P \frac{dP}{\rho_g(P)} = z + \frac{R \cdot T_g}{g \cdot M_g} \cdot \ln \left(\frac{P_g}{P_{g0}} \right) \quad (2.17)$$

Si le gaz est plutôt un mélange, il suffit de faire la somme des fractions molaires multipliée par les masses molaires respectives. De plus, si on considère une faible densité des gaz et une composante horizontale beaucoup plus importante que la composante verticale, on néglige habituellement l'élévation dans la charge pneumatique.

2.2.2 Loi de Darcy généralisée

Henry Darcy cherchait à évaluer le débit dans une colonne de sable filtrant en condition saturée, ce que nous appelons à présent un perméamètre. En 1856, il conclut que le débit est proportionnel à la section du milieu A, à la perte de charge Δh_w , et inversement proportionnel au chemin parcouru L.

$$Q_w \propto A \cdot \frac{\Delta h_w}{L} \quad (2.18) \quad (\text{Chapuis 1999})$$

La constante de proportionnalité est la conductivité hydraulique K exprimée en cm/s ou en m/s. Il s'agit d'un volume divisé par une surface par unité de temps, soit $\text{m}^3/(\text{m}^2\text{s})=\text{m/s}$. Elle représente l'effet du milieu poreux et l'effet de l'eau.

En comparant les résultats de Darcy avec la loi de Hagen-Poiseuille qui régit l'écoulement laminaire dans des tubes de faible diamètre, Hubbert (1940) cité par (Bear 1972), a réussi à séparer l'effet du fluide et du milieu.

$$K = \frac{N \rho g d^2}{\mu} = \frac{k \rho g}{\mu} \quad (2.19) \text{ (Domenico et Schwartz 1990)}$$

N, un facteur de forme, et d^2 , le diamètre du tube, se transposent en perméabilité. La relation entre le diamètre et la porosité est à la base des prédictions de la perméabilité. Ce sujet ne sera pas exploré en détail. La perméabilité, aussi appelé la perméabilité intrinsèque, exprime les propriétés d'un milieu poreux homogène. En reformulant le débit volumétrique Q en m^3/s en flux volumique q en m/s, on obtient la loi de Darcy généralisée.

$$q = -k \frac{\rho_w g}{\mu_w} \cdot \frac{dh_w}{dl} = -k \frac{\rho_w g}{\mu_w} \cdot \frac{d \left(z + \frac{p_w}{\gamma_w} \right)}{dl} \quad (2.20)$$

$$q = -k \frac{\rho_g g}{\mu_g} \cdot \frac{dh_g}{dl} = -k \frac{\rho_g g}{\mu_g} \cdot \frac{d \left(z + \frac{1}{g} \int_{p_{g0}}^{p_g} \frac{dp_g}{\rho_g(p_g)} \right)}{dl} = -\frac{k}{\mu_g} \cdot \frac{dp_g}{dl} \quad \text{Si, } \rho_g g \frac{dz}{dl} \approx 0 \quad (2.21)$$

Le gradient hydraulique dh/dl est souvent écrit i. Un autre terme largement utilisé pour exprimer le flux à travers un milieux poreux est la vitesse de Darcy v_d , qui n'est pas une vitesse. L'auteur n'utilisera pas ce terme car il porte à confusion. La vitesse réelle du fluide en un point dépend du flux et du rapport entre le volume total et le volume qui contribue à l'écoulement. La porosité n exprime le rapport entre le volume total et le volume des vides. Cependant, seulement une partie du volume des vides contribue à l'écoulement, car il ne faut pas considérer les pores

cul de sac. La porosité effective n_e est plus petite que la porosité totale. Elle est utilisée pour déterminer la vitesse moyenne d'un fluide à partir de son flux.

$$\bar{v} = \frac{q}{n_e} \quad (2.22)$$

Comme il n'y a pas de moyen direct de déterminer n_e , il faut simplement déterminer la vitesse et le flux. On doit donc faire un essai de traceur. Sans aller trop en détail, l'idée est d'injecter une solution ou un gaz facilement détectable et d'observer son arrivée dans un autre puits. Généralement, le traceur est injecté dans un puits d'observation et le fluide provenant du puits de pompage est analysé, mais d'autres configurations sont possibles. Les résultats des concentrations en fonction du temps formeront une cloche de type gaussien. On considère que le sommet représente le temps moyen.

2.2.3 Déviations de la loi de Darcy

Des déviations de la loi de Darcy et de Poiseuille ont été observées pour des gaz à basse pression. L'hypothèse d'écoulement laminaire ne tient plus car la vitesse du fluide en contact avec le solide est non-nul. Ce phénomène de glissement augmente la vitesse moyenne du fluide. Comme dans les tubes minces, plus le diamètre des pores se rapproche de celui des molécules, plus le glissement est important par rapport à l'ensemble de l'écoulement. La linéarité entre la charge et le flux de l'écoulement visqueux est perdue dans ces conditions. Cet effet est inversement proportionnel à la densité et, par conséquent, à la pression. Lorsque la pression dépasse les 5 atmosphères, la perméabilité au gaz résultante tend vers la perméabilité au liquide (Corey 1994). En 1941, Klinkenberg a défini le paramètre de glissement b_i .

$$k_g = k \left(1 + \frac{b_i}{P_g} \right) \quad (2.23) \text{ (Warrick 2002)}$$

où b_i est le paramètre de glissement propre au gaz i .

L'écoulement glissant dépend de la longueur moyenne de trajet libre et de la grosseur de l'ouverture. Lorsque la perméabilité intrinsèque est inférieure à 10^{-13} m^2 , ce qui correspond généralement à un sable silteux (Freeze et Cherry 1979), l'erreur sur l'estimation de la perméabilité par essai de pompage au gaz devient importante, c'est-à-dire supérieure à 10%. Pour une perméabilité de 10^{-9} m^2 , l'erreur est inférieure à 1%, même à pression atmosphérique (Baehr et Hult 1989). Ainsi, les matériaux plus fins que du sable fin ou silteux sont susceptibles d'avoir un effet de Klinkenberg important (Massmann 1989, Baehr et Hult 1989). À titre d'exemple, l'Institut américain du pétrole suggère un $b = 3, 0.5$ et 0.1 respectivement pour une perméabilité de $k_i = 0.03, 0.05$ et 200 milidarcy, si $1 \text{ milidarcy} = 0.987 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ (Bear 1972).

Des déviations ont également été observées lorsque l'hypothèse des vitesses faibles n'est pas respectée. Ceci peut se produire près d'un puits de pompage où un même flux se concentre sur des circonférences de plus en plus petites. Forcheimer (1901), cité par (Bear 1972), établit une équation pour les gaz à vitesse élevée. L'auteur ne développera pas cet aspect car cette condition est respectée dans le cas étudié.

Un autre type d'écoulement qui n'est pas prévu par la loi de Darcy est l'écoulement advectif résultant d'une différence de densité. Ce phénomène devient important lorsqu'un liquide immiscible léger sature la phase gazeuse avec une pression de vapeur élevée et une masse molaire élevée. Ceci crée un mélange de gaz dense

susceptible de migrer vers un point d'élévation inférieur (Nicot 1995, Warrick 2002). Falta *et al* (1989) ont établi que l'advection par différence de densité devient possible si la perméabilité au gaz est supérieure à 10^{-15} m^2 . La masse volumique du biogaz ne contraste pas suffisamment avec celle de l'air pour créer une telle advection. Cependant, ce sujet sera traité dans la section 2.4.3, sur le transport de chaleur, étant donné l'influence de la température sur la densité des gaz.

2.2.4 Perméabilité dans les matériaux géologiques

Dans un domaine à plusieurs dimensions, la perméabilité est un tenseur. On appelle isotrope un milieu où la perméabilité ne varie pas selon la direction. L'hétérogénéité est une variation des propriétés du milieu selon la position dans le milieu. Si on mesure la perméabilité à une échelle plus grande que ces hétérogénéités, le milieu est forcément anisotrope. Étant donné le mode de déposition et les hétérogénéités du matériel géologique, il existe habituellement une anisotropie importante entre la composante verticale et la composante horizontale dans les sols, même s'ils sont homogènes.

Dans le roc fracturé, l'hétérogénéité et l'anisotropie sont encore plus importantes et sont orientées différemment. Les unités géologiques peuvent avoir des inclinaisons et le réseau de fracture est déterminé par la géologie structurale à différentes échelles. Si le milieu est fortement fracturé, il peut être traité comme un milieu poreux équivalent. Autrement, les fractures doivent être traitées de façon discrète (Domenico et Schwartz 1990).

2.2.5 Perméabilité relative des gaz

Lorsque le milieu poreux contient plusieurs phases, ces dernières se partagent le plein potentiel d'écoulement. La perméabilité relative au gaz et à l'eau est un facteur d'ajustement sans dimension qui varie de 0 à 1. La figure 2.3 montre une relation possible entre les perméabilités relatives et la saturation.

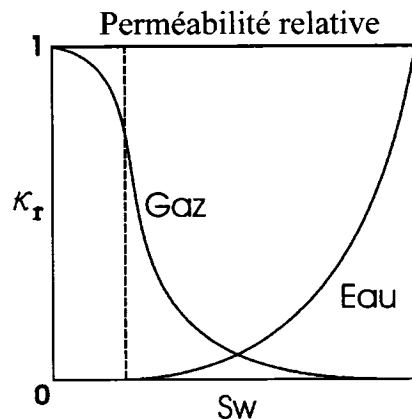


Figure 2.3 Courbe de perméabilité relative typique

Le total des perméabilités relatives est toujours plus petit ou égal à 1. Lorsque la saturation résiduelle d'un fluide est atteinte, sa perméabilité relative est 0, ce qui n'implique pas nécessairement que la perméabilité relative à l'autre fluide est 1. C'est pour cette raison que la saturation effective décrite à la section 2.1.2.1 est utilisée dans les fonctions de perméabilités relatives.

Dans le cas présent, les fonctions de perméabilité relative comportent une équation pour la phase mouillante, soit l'eau, et une fonction pour la phase non-mouillante, soit le gaz. Plusieurs fonctions capillaires pour la phase non-mouillante ont été développées pour l'huile bien qu'elles s'appliquent également au gaz. Les fonctions de perméabilité relative de l'eau ne seront pas exposées étant donné que l'eau sera considérée immobile dans le modèle conceptuel.

Certains modèles simples ont comme unique variable la saturation effective S_{we} .

$$k_{rg} = (1 - S_{we}^2)(1 - S_{we})^2 \quad (2.24) \text{ (Corey 1954)}$$

D'autres modèles plus complexes incorporent les paramètres des fonctions capillaires discutées à la section 2.1.2.2. Les paramètres capillaires de van Genuchten et de Brooks et Corey ont été intégrés aux travaux de Burdine (1953) cité par Van Genuchten (1980).

$$k_{rg} = (1 - S_{we})^2 \left(1 - S_{we}^{\frac{2+\lambda}{\lambda}} \right) \quad (2.26) \text{ (Brooks et Corey 1964)}$$

$$k_{rg} = (1 - S_{we})^2 \left\{ 1 - \left[1 - (1 - S_{we})^{1/m} \right]^m \right\}$$

Si $m = 1 - 2/n \cap m \in]0, 1[\cap n > 2$ (2.27) (Van Genuchten 1980)

Dans le même article, van Genuchten propose également une autre approche basée sur le modèle de Mualem (1976)

$$k_{rg} = (1 - S_{we}^{1/2}) \left\{ 1 - \left[1 - (1 - S_{we})^{1/m} \right]^m \right\}^2$$

Si $m = 1 - 2/n \cap m \in]0, 1[$ (2.28) (Van Genuchten 1980)

Un autre modèle important est celui de (Parker 1989)

$$k_{rg} = \sqrt{1 - S_{we}} (1 - S_{we}^{1/m})^{2m} \quad (2.29) \text{ (Parker 1989)}$$

Tel que mentionné à la section 2.1.2.2, les paramètres de van Genuchten ne permettent pas de prendre en compte l'hystérèse des courbes capillaires d'imbibition et le drainage. Des modèles plus complexes existent comme celui de Luckner (1989) cité par Lefèbvre (2003).

2.2.6 Équations différentielles d'advection

2.2.6.1 Équation différentielle d'advection pour l'eau

Si nous voulons traiter des problèmes d'écoulement en régime transitoire, l'équation de conservation de masse implique un terme d'emmagasinement. L'équation de conservation de masse intégrée à la loi de Darcy qui régit l'écoulement donne l'équation différentielle (2.30), étant donné que nous considérons l'eau comme un fluide incompressible.

$$-K \frac{\partial^2 h_w}{\partial l^2} = S_s \cdot \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.30)$$

Le coefficient d'emmagasinement spécifique S_s est le quotient du coefficient d'emmagasinement S et l'épaisseur de la nappe b .

Le coefficient d'emmagasinement pour une nappe << est défini comme la quantité d'eau qu'un aquifère relâche ou emmagasine par unité de surface d'un aquifère d'épaisseur b , lorsque la charge hydraulique varie d'une unité>>(Chapuis 1999). Pour un aquifère à nappe libre, ceci correspond à la porosité de drainage. Pour une nappe confinée qui ne se dénoie pas, ceci correspond au tassement engendré par la diminution de la pression interstitielle.

2.2.6.2 Équation différentielle d'advection des gaz en milieu poreux, basé sur (Lefèbre 2003)

De la même façon que pour l'eau, en intégrant la loi de comportement du flux volumique et une équation différentielle représentant la conservation de la masse, ceci implique un terme d'accumulation de masse.

$$-\nabla(\rho q) = \frac{\partial(\theta_g \rho)}{\partial t} \quad (2.31)$$

Si on considère que le milieu poreux est incompressible à l'échelle d'une pression qui peut être exercée par un gaz, la fraction volumique de gaz θ_g devient une constante. De plus, si on considère que le gaz se comporte comme un gaz parfait, le terme d'accumulation se simplifie de la façon suivante :

$$\frac{\partial(\theta_g \rho)}{\partial t} = \frac{\theta_g \partial \rho}{\partial t} = \frac{\rho \partial \theta_g}{\partial t} \approx \frac{\theta_g \partial \rho}{\partial t} = \frac{\theta_g \partial}{\partial t} \left(\frac{mp}{RT} \right) = \frac{\theta_g m}{RT} \frac{\partial p}{\partial t} \quad (2.32)$$

En utilisant la loi de Darcy généralisée pour décrire l'écoulement volumique et en définissant une charge pneumatique qui néglige le terme d'élévation, en plus de considérer la perméabilité comme un scalaire, c'est-à-dire un milieu isotrope, le terme de divergence se dérive de la façon suivante :

$$-\nabla(\rho q) \approx -\nabla \left(\frac{k \rho}{\mu} \nabla p \right) = -\nabla \left(\frac{k}{\mu} \frac{mp}{RT} \nabla p \right) = -\frac{k}{\mu} \cdot \frac{m}{RT} \nabla (p \nabla p) = -\frac{k}{\mu} \cdot \frac{m}{RT} \cdot \frac{1}{2} \nabla^2 p^2 \quad (2.33)$$

Ainsi, EQ(2.30) devient :

$$-\frac{k}{\mu} \nabla^2 p^2 = 2 \theta_g \frac{\partial p}{\partial t} \quad (2.34)$$

2.2.7 Solutions analytiques à l'écoulement advectif gazeux

Pour les besoins de concision et étant donné que la phase aqueuse est considérée comme immobile, nous ne développerons pas en détail les solutions d'écoulement saturées. Plusieurs solutions analytiques de l'écoulement gazeux proviennent des solutions saturées, telles les solutions d'écoulement radial de Hantush, Theis et sa simplification par Cooper-Jacob discutées dans Chapuis (1999). Étant donné que les applications dans le domaine des gaz proviennent principalement du traitement in situ par la phase gazeuse de sol contaminé par une phase immiscible légère, presque toutes les solutions développées sont radiales. Un autre type de solutions traite du pompage barométrique pour déterminer les propriétés du milieu. Il n'existe pas de modèle analytique pouvant simuler l'écoulement linéaire d'un gaz pour une unité hydrogéologique non-confinée. Il existe un moyen de convertir les solutions pour l'eau en solutions pour les gaz, mais nous verrons que les limitations sont très importantes.

2.2.7.1 Analogie entre les solutions aqueuses et gazeuses

Massmann (1989) utilise une simplification qui rend la forme de l'équation différentielle du gaz semblable à celle de l'eau et permet un transfert des solutions aqueuses en solutions gazeuses. La première condition est que l'effet Klinkenberg (section 2.2.3) doit pouvoir être négligé. La porosité est homogène et le mélange de gaz a un poids moléculaire moyen uniforme. De plus, toutes les restrictions mentionnées dans l'élaboration de l'équation différentielle de la section précédente sont maintenues.

$$\nabla^2 p^2 = \frac{\partial}{\partial l} \left(p \cdot \frac{\partial p}{\partial l} \right) = \frac{\partial p}{\partial l} \cdot \frac{\partial p}{\partial l} + p \cdot \frac{\partial^2 p}{\partial l^2} \approx p \cdot \frac{\partial^2 p}{\partial l^2} \quad \text{Si} \left(\frac{\partial p}{\partial l} \right)^2 \approx 0 \quad (2.35)$$

Cette simplification implique que la pression dans le système doit être comprise entre 0.8 et 1.2 atm. Dans cette condition, l'erreur est inférieure à 5% (Massmann 1989). On peut donc substituer les paramètres de l'EQ(2.36) aux paramètres de L'EQ(2.30)

$$-\frac{k_g}{\mu_g} \frac{\partial^2 p_g}{\partial l^2} = \frac{\theta_g}{p_g} \cdot \frac{\partial p_g}{\partial t} \quad (2.36) \text{ (Massmann 1989)}$$

L'utilisation de cette analogie pour l'écoulement radial est très intéressante et sera discutée à la section 2.2.7.2. Par contre, l'application de cette analogie pour un écoulement dans la zone vadoze en contact avec l'atmosphère est problématique car le milieu décrit par cette relation montre une perméabilité au gaz uniforme. Ceci n'est pas possible dans la zone vadoze. Tel que discuté dans la section 2.2.5, la perméabilité au gaz varie selon l'élévation par rapport à la nappe. Ceci peut créer beaucoup d'incertitudes pour les matériaux fins.

De plus, il n'existe que des solutions en régime permanent pour ce type d'écoulement. Dupuit a développé une formule en 1863 (Todd 1980) pour les nappes libres qui est encore utilisée aujourd'hui. Cependant, cette solution simple est inutilisable pour les gaz car la charge hydraulique est assimilée à la hauteur de la nappe. Ainsi, la seule solution disponible est pour une nappe confinée. Cette solution est adaptée seulement si les conditions de surface créent un confinement, telle la saturation en eau ou le gel. En régime permanent, cette solution est une application directe de la loi de Darcy généralisée EQ(2.21).

La seule autre option est de trouver une solution avec une géométrie plus adaptée provenant de la conduction de chaleur dans les solides (Carslaw et Jaeger 1959). Shan (1995) en donne un bon exemple pour le pompage barométrique, vu dans la section 2.2.7.3. Il ne sera pas possible de tenter de développer de telles solutions dans le cadre de ce mémoire par manque de temps. La modélisation numérique est beaucoup mieux adaptée à ce type de problème que les formules analytiques.

2.2.7.2 Solution radiale d'écoulement advectif

Les solutions radiales servent à des applications de pompage, que ce soit pour prédire un débit de pompage ou estimer les propriétés d'un milieu en pompant un débit connu. Elles permettent d'éviter la modélisation numérique de cas simples mais très fréquents.

Les développements des solutions radiales ont aussi permis le développement des systèmes de décontamination qui utilisent la phase gazeuse et vice-versa (Rossabi et Falta 2002, Digiulio *et al* 1990, Barnes et McWhorter 2000). Plusieurs solutions analytiques ont contribué à une meilleure maîtrise de ce type d'application. En appliquant les correspondances et les restrictions établies au paragraphe précédent, Massmann (1989) a adapté les solutions analytiques de Theis et de Hantush pour les nappes captives et semi-captives en régime transitoire à l'écoulement gazeux. Il avait d'ailleurs traité du pompage des biogaz dans cet article novateur. En suivant l'évolution de la perte de pression dans les puits d'observation, l'équivalent du rabattement d'une nappe, on peut évaluer la perméabilité au gaz du milieu poreux.

Johnson *et al* (1990b, 1990b), McWhorter et Sunada (1990), McWhorter (1990), Beckett et Huntley (1994) ont également exploité la solution de Theis pour le même type de modèle confiné, 1D, homogène et isotropique. Le programme GASSOLVE (Falta 1996) fait l'inversion de toutes les solutions ci-dessus, sauf McWhorter et Sunada (1990). Massmann et Johnson (2001) donnent des exemples de calcul. Johnson *et al* (1990a) utilisent l'estimation de Cooper-Jacob pour évaluer la solution avec l'analogie de Theis.

McWhorter et Sunada (1990) font un développement plus rigoureux mais toujours en milieu confiné. Ces conditions sont rarement rencontrées dans les applications pratiques. De plus, le régime permanent étant atteint rapidement dans le pompage de gaz, une solution en régime permanent permet de simplifier les mesures. L'essai peut être exécuté sur un système d'extraction déjà en opération sans interruptions.

Un modèle de régime permanent pour un milieu homogène en contact direct avec l'atmosphère EQ(2.37 à 2.39b) a été publié dans Baehr et Hult (1989, 1991). Il s'agit d'un modèle 2D qui permet aussi d'évaluer la composante verticale de l'écoulement. Cette solution est non-isotherme et l'équation à dérivées partielles sera décrite à la section 2.4.4, EQ(2.60). Un modèle du type Hantush qui exploite le concept de drainance est également publié dans le même article (Baehr et Hult 1991), mais sera remplacé par un meilleur modèle dans Baehr et Joss (1995). La solution précédente ne donnait pas une solution adéquate pour le système à deux couches dans le cas où la différence de perméabilité entre les deux unités n'était pas suffisamment grande. De plus, Joss et Baehr (1997) publient le programme AIR2D qui fait l'inversion. Cette solution a été utilisée pour interpréter l'essai de pompage et sera la seule solution à paraître dans cette section. Edwards et Jones (1994) et Nicot (1995) donnent un exemple d'étude de terrain qui exploite cette solution.

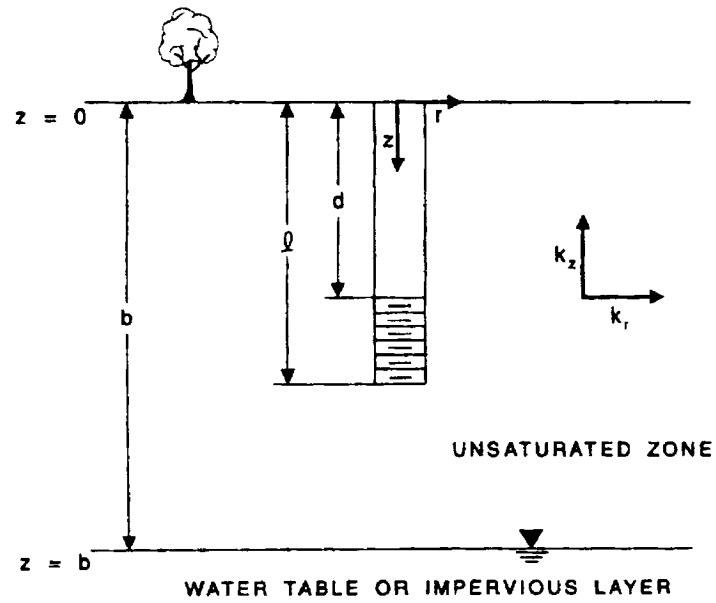


Figure 2.4 Figure explicative des paramètres géométriques de l'inversion de Baehr et Hult (1991) pour un milieu en contact avec l'atmosphère.

$$\phi = p_{atm}^2 + K \left\{ \sum_{n=1}^{\infty} \alpha_m \sin(M_m z) K_0(M_m r/a) \right\} \quad (2.37) \text{ (Baehr et Hult 1991)}$$

$$\phi = p^2 \quad (2.38a)$$

$$m = n - \frac{1}{2} \quad (2.38b)$$

$$M_m = m\pi/b \quad (2.38c)$$

$$K = \frac{2aQ^*}{\pi^2 k_r (l-d) r_w} \quad (2.38d)$$

$$\alpha_m = \frac{[\cos(M_m d) - \cos(M_m l)]}{m M_m K_1(M_m r_w/a)} \quad (2.38e)$$

$$a = \sqrt{k_r/k_z} \quad (2.38f)$$

Les dérivées partielles de (2.37) dans la direction radiale et verticale sont :

$$\frac{\partial \phi}{\partial r} = \frac{-K}{a} \left\{ \sum_{n=1}^{\infty} M_n \alpha_n \sin(M_n z) K_1(M_n r/a) \right\} \quad (2.39a)$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial z} = \frac{\pi K}{b} \left\{ \sum_{n=1}^{\infty} m \alpha_n \cos(M_n z) K_0(M_n r/a) \right\} \quad (2.39b)$$

Shan *et al* (1992) s'affairaient à compléter les modifications à leurs articles demandées par le jury lorsque Baehr et Hult (1991) publièrent une solution du même type. Leur modèle ne connaîtra pas la même popularité et le même développement d'outils que celle de Baehr et Hult (1991).

Massmann revient à la charge avec une autre solution dérivée de Theis et Hantush. Une utilisation de puits images permet l'interprétation d'essais de pompage dans un puits horizontal (Massmann et Madden 1994).

Comme pour les essais de pompage conventionnels, le coût est un inconvénient de taille. La pompe, les puits d'observation et le temps de réalisation représentent un investissement important. De plus, même avec les formules 2D, la détermination de la perméabilité verticale n'est pas très précise car le volume et les distances verticales affectées par le pompage sont beaucoup plus petits que pour un pompage barométrique.

2.2.7.3 Solution isotherme transitoire de pompage barométrique

Les variations de pression atmosphérique induisent des différences de pression dans les sols qui créent un écoulement advectif vertical. Des conditions météorologiques particulières peuvent créer des variations atteignant de 2 à 3 kPa (Massmann et Farrier 1992). Ainsi, en obtenant des valeurs de pression en profil sur une période de fortes variations, on peut déduire la perméabilité au gaz du milieu poreux. Une autre application du pompage barométrique consiste à exploiter les variations de pression pour des systèmes de pompage passifs avec valve unidirectionnelle pour la décontamination par la phase gazeuse (Ellerd *et al* 1999, Rossabi et Falta 2002, Rossabi et Riha 2002). Sans un tel système, la contribution du pompage barométrique pour la migration des gaz est marginale pour les sols poreux étant donné que l'écoulement est réversible. La contribution nette du pompage barométrique sur l'écoulement vertical en milieu fracturé a été jugée importante par Nilson *et al* (1991) et Martinez et Nilson (1999). Kearl *et al* (1990) donnent un autre exemple de terrain.

Pour des applications de gaz naturel, Kartz (1959), cité par Weeks (1978), formule une suite qui requiert une solution numérique à partir des solutions pour la conduction de chaleur dans les solides (Carslaw et Jaeger 1959). La solution pour un modèle à une couche est exploitée par Stallman (1967), cité par Weeks (1978). Cette solution utilise le traitement de signal pour pouvoir exploiter certaines fréquences dominantes. L'ensemble du signal est donc filtré et l'interprétation se fait sur une fonction sinusoïdale résultante. Weeks (1978) crée le programme AIRK pour analyser les résultats d'essais de pompage barométrique. Il fait une étude exhaustive de plusieurs sites aux États-Unis. Il utilisait des manomètres à eau inclinés et exploitait les périodes de front barométrique pour avoir un signal clair en profondeur. Toujours à partir de la même solution numérique,

Rojstaczer et Tunks (1995) exploitent l'acquisition de données pour observer les variations de pression sur une période de 4 mois. Ils arrivent ainsi à observer la variation de la perméabilité horizontale qui est causée par les changements de teneur en eau des sols. Ils établissent donc des intervalles de confiance pour la perméabilité effective au gaz.

Pour simplifier et libéraliser l'utilisation de ce type d'essai, Shan (1995) a établi une solution analytique pour un système multicouches par une analogie de conduction de chaleur dans les solides (Carslaw et Jaeger 1959). La solution analytique fait l'intégrale du signal. Il n'est donc pas nécessaire d'appliquer des filtres pour isoler les fréquences et la solution est plus fidèle à la réalité.

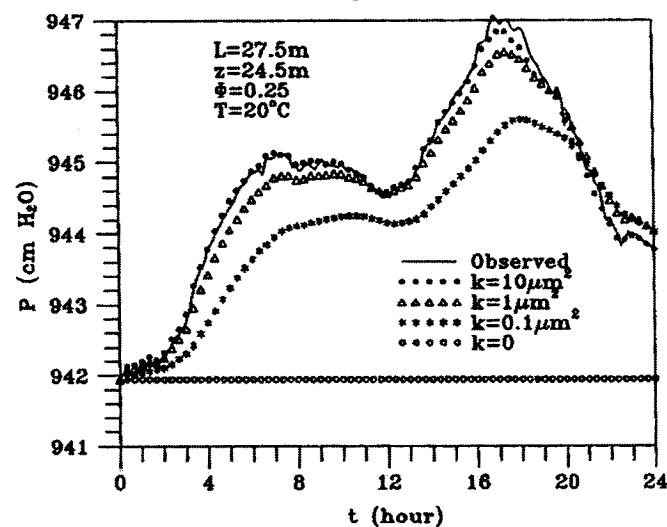


Figure 2.5 Exemple de détermination de la perméabilité verticale (Shan 1995)

Ce type d'essai est relativement peu coûteux car il ne requiert pas d'équipement lourd et demande peu d'installation. Un essai peut, à la limite, être effectué à partir d'un seul puits multiniveaux. Le volume de sol affecté par le pompage

barométrique est énorme comparé au volume affecté par un essai de pompage. L'échelle de la mesure étant celle du terrain, la représentativité des données est donc meilleure, surtout si plusieurs puits d'observation sont utilisés. Par contre, ce test ne peut pas évaluer la composante horizontale de la perméabilité. De plus, il est inefficace pour les sols trop perméables car ce phénomène découle purement du régime transitoire et les variations s'estompent trop rapidement dans un milieu très perméable.

2.3 Écoulement diffusif gazeux en milieu poreux

La diffusion des biogaz est un phénomène de transport plus lent que l'advection, mais il est plus constant. Tant que le biogaz existe en contact direct ou indirect avec l'atmosphère, il sera transporté par diffusion. Dans certaines situations, cette vitesse peut être négligeable. Si c'est le cas pour des événements tels que l'arrêt de pompage, elle peut être dominante sur des longues périodes et lorsque les contrastes de concentration sont très grands. En absence d'oxygène, la redistribution d'une intrusion de biogaz pure dans le milieu poreux suite à un événement de migration latérale advectif est régie par la diffusion.

L'écoulement dans le recouvrement final et à la surface du terrain expérimental est aussi dominé par la diffusion. Dans ces deux cas, l'oxydation joue aussi un rôle important. L'oxydation n'a pas pu être évaluée dans le cadre de ce projet, mais il faut garder en tête qu'elle réduit les émissions à l'atmosphère.

Il est important de comprendre les fondements de l'écoulement par diffusion pour pouvoir comprendre et expliquer les limitations des équations communément utilisées. Malgré que plusieurs solutions analytiques existent, par exemple (Crank 1979, Nicot 1995) (Lefèbvre 1994), elles ne seront pas abordées, car elles n'ont pas

servi dans cette recherche. L'écoulement diffusif a été modélisé dans TOUGH-LGM car la géométrie complexe du panache et du milieu est mal adaptée aux solutions analytiques de diffusion.

2.3.1 Diffusion dans un fluide

Dans un fluide, la diffusion moléculaire causée par les collisions intermoléculaires provoque l'écoulement dans la direction du gradient de concentration. Ceci est également vrai pour les solides mais sur une échelle de temps complètement différente. Les molécules plus petites voyagent plus rapidement que les molécules plus lourdes lorsque soumises à un même gradient de concentration. La loi de Fick décrit cette relation.

flux molaire, J_i en $\text{mol/m}^2 \text{ s}$

flux de masse, F_i en $\text{kg/m}^2 \text{ s}$

$$J_i = -D_0^{ij} \frac{dC_i}{dl} \quad (2.40)$$

et

$$F_i = -D_0^{ij} \cdot \rho_f \frac{dw_f^i}{dl} \quad (2.41)$$

D_0^{ij} , en cm^2/s ou en m^2/s , est le coefficient de diffusion binaire du composé i dans le composé j . Cette relation s'applique aux liquides et aux gaz. Cependant, le coefficient de diffusion du méthane et du dioxyde de carbone dans l'air sont 3 ordres de grandeur plus grands que dans l'eau (Reid *et al* 1987). De plus, la constante d'Henry pour le méthane et le dioxyde de carbone étant respectivement $3.18 \times 10^9 \text{ Pa} \cdot \text{mol/mol}$ et $1.05 \times 10^8 \text{ Pa} \cdot \text{mol/mol}$, la fraction massique de ces deux gaz est $1,7 \times 10^4$ et $1,5 \times 10^3$ fois plus petite dans l'eau que dans le biogaz pour un mélange de 50% des deux composantes et à 10°C . Ainsi la contribution de la diffusion dans la phase liquide est négligeable par rapport à la diffusion dans la phase gazeuse.

Le coefficient de diffusion est sensible à la température, à la pression et à la concentration. Il faut utiliser des valeurs de coefficient de diffusion en tenant compte de ces trois conditions. Ces relations sont expliquées dans (Reid *et al* 1987). Pour un mélange de gaz, le coefficient de diffusion du composé j, D_0^j , devient :

$$D_0^i = \frac{(1 - x_g^i)}{\sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n \frac{x_g^j}{D_0^{ij}}} \quad (2.42) \quad (\text{Bird et al 2002})$$

où x_i est la fraction molaire du gaz i.

2.3.2 Diffusion dans un milieu poreux basé sur Warrick (2002)

2.3.2.1 Modèles de diffusion en milieu poreux

Dans un milieu poreux, le volume total est partagé entre les fluides et les solides. Ainsi, seulement la fraction volumique de gaz contribue à la diffusion. Cependant, une telle relation linéaire ne décrit pas complètement la diffusion dans un milieu poreux. Aux collisions intermoléculaires on ajoute les collisions molécule-solide, décrites dans la diffusion de Knudsen. Lorsque le trajet libre moyen de la molécule est beaucoup plus long que le rayon des pores, la diffusion de Knudsen domine. Ces conditions sont également le facteur déterminant d'un effet de Klinkenberg important décrit dans la section 2.2.3. Si ce rapport est inversé, la diffusion moléculaire domine. De plus, dans un mélange de gaz où les masses molaires contrastent, les molécules les plus rapides créent, par leur déplacement, de très petites différences de pression et entraînent une faible advection de l'ensemble de la phase gazeuse. Cette relation complexe avec la fraction volumique de gaz est représentée par la tortuosité τ EQ(2.44), un facteur d'ajustement qui transforme un

modèle physique de Fick pour les fluides en un modèle empirique qui englobe tous les types de diffusion en milieu poreux.

$$F_i = -\theta_g \tau D_0^i \rho_f \frac{dw_f^i}{dl} \quad (2.43)$$

$$\tau = \frac{D_e^i}{D_0^i} \quad (2.44)$$

Il existe aussi des modèles physiques basés sur la théorie cinétique, tels le modèle de gaz poussiéreux (Dusty Gas Model) de Mason et Malinauskas (1983), cité par Warrick (2002), et l'équation de Stefan-Maxwell. Cependant, étant donné la faible contribution de la diffusion à l'écoulement total et le manque d'information sur le milieu, ce sujet ne sera pas abordé dans cet ouvrage. Thorstenson et Pollock (1989) ont établi que la diffusion non-équimolaire est négligeable si la perméabilité au gaz est supérieure à 10^{-15} m^2 . Massmann et Farrier (1992) ont établi que la diffusion de Knudsen est négligeable si la perméabilité au gaz est supérieure à 10^{-14} m^2 .

2.3.2.2 Modèle de tortuosité

La tortuosité se comporte un peu comme la perméabilité relative. Lorsque la fraction volumique d'eau est faible, la tortuosité varie peu avec la variation de saturation. Par la suite, elle chute plus rapidement lorsque la teneur en eau est plus élevée. Les recherches créent des modèles de tortuosité depuis les années 40. Les premiers modèles portaient uniquement sur la fraction volumique de gaz (Penman, 1940)¹ (EQ2.45a), (Marshall, 1958)¹(EQ2.45b), (Millington, 1959)¹ (EQ2.45c). (Millington and Quirk, 1961)¹ (EQ2.45d) et (Currie, 1960)¹ (EQ2.45e) ont publié des formules à fondement théorique très semblables au début des années 60. Les modèles de Millington and Quirk (1959)¹ (EQ2.45c) et de Lai *et al* (1976) (EQ2.45f) sont très populaires. Ils sont intégrés à TOUGH-LGM (Annexe A).

$$\tau = 0.66n \text{ (Penman, 1940)}^1 \text{ (2.45a),}$$

$$\tau = \theta_g^{3/2} \text{ (Marshall, 1958)}^1 \text{ (2.45b)}$$

$$\tau = \theta_g^{4/3} \text{ (Millington, 1959)}^1 \text{ (2.45c).}$$

$$\tau = n^{4/3} S_g^{10/3} \text{ (Millington and Quirk, 1961)}^1 \text{ (2.45d)}$$

$$\tau = n^{3/2} S_g^4 \text{ (Currie, 1960)}^1 \text{ (2.45e)}$$

$$\tau = \theta_g^{5/3} \text{ (Lai, 1976)} \text{ (2.45f)}$$

Reardon et Moddle (1985), Millington et Shearer (1971) et Collin (1987), cités par Lefebvre (2003), ont développé des modèles plus complexes adaptés aux saturations élevées en eau. Ces modèles sont appropriés pour les couvertures avec effets de barrières capillaires utilisées en recouvrement final et dans les parcs de résidus miniers.

¹Toutes les références de cette page qui ne sont pas incluses dans la bibliographie sont citées par Warrick (2002)

2.3.2.3 Essai en laboratoire et in situ

La diffusion effective peut être déterminée en laboratoire. Un échantillon de sol est placé dans une cellule exposant une extrémité à une concentration donnée d'un gaz (Rolston 1986, Aachib 1997, Penman¹ 1940, Currie¹ 1961). Cette concentration peut aussi changer dans le temps (Aachib et Aubertin 2004), mais l'idée est de suivre les changements de concentration dans le récipient à l'autre extrémité. L'écart entre les concentrations aux deux extrémités se réduit progressivement et, ainsi, la vitesse de migration diminue avec la diminution du gradient de concentration.

Il est également possible de faire des essais in situ pour déterminer la tortuosité à l'échelle du terrain par l'utilisation de traceur gazeux. Une technique consiste à injecter un gaz facilement détectable à l'aide de seringue. Après un certain temps, on échantillonne le point d'injection avec la même seringue. Cette technique ainsi que la solution sphérique pour l'interpréter sont données dans Lai *et al* (1976). Kreamer *et al* (1988) utilisent un récipient semi-perméable rempli de fluorocarbure et suivent l'évolution des concentrations de ce gaz dans des sondes à proximité. Nicot (1995) utilise les mêmes installations que pour l'essai de pompage au gaz pour injecter du propane et de l'acétylène. Les concentrations sont suivies dans les puits multiniveaux voisins. La solution radiale est également développée par Nicot (1995). Il est possible d'adapter les solutions de Crank (1979) à une multitude de géométries.

¹Toutes les références de cette page qui ne sont pas incluses dans la bibliographie sont citées par Warrick (2002)

2.4 Transport de chaleur en milieu poreux

Dans la section 2.1.1, nous avons discuté des effets de la température sur la viscosité et sur la densité des fluides. L'advection et la diffusion sont influencées par ces propriétés. Cependant, les fonctions développées dans les sections précédentes considèrent un système isotherme, c'est-à-dire dans lequel il n'y a pas de variation de température. Les propriétés sont influencées par la température, mais cette dernière était jugée constante.

Les conditions météorologiques influencent les températures en surface mais les températures restent constantes lorsque la profondeur dépasse les 10 m. Entre 10 et 20 m, la température se maintient de 1 à 2 °C supérieure à la moyenne annuelle (Domenico et Schwartz 1990). C'est souvent pour des considérations géothermiques que l'on utilise des systèmes non-isothermes. Dans notre cas, la décomposition de la matière organique génère une quantité appréciable de chaleur. C'est pourquoi la température est considérée dans le modèle d'écoulement.

Le transport de chaleur se fait par trois phénomènes, soit la conduction, la radiation (ou radiation électromagnétique thermique) et la convection. Dans un milieu poreux, les solides et les fluides contribuent à la conduction. Ainsi, les phénomènes de transport de chaleur dans un milieu poreux sont regroupés en deux catégories : ceux qui sont indépendants de la vitesse des fluides et ceux qui en sont dépendants. La conduction solide-solide, solide-fluide, fluide-fluide et la radiation de particule sont regroupées dans la catégorie indépendante de la vitesse des fluides. Les termes conduction effective, conductivité globale et conductivité font référence à une constante qui regroupe tous ces phénomènes. L'autre catégorie est spécifique à la convection (Domenico et Schwartz 1990).

2.4.1 Loi de Fourier

La loi de Fourier décrit la conduction thermique. Elle prend la même forme que la loi de Darcy. Le flux thermique q_{th} en W/m^2 est proportionnel au gradient de température multiplié par la conductivité thermique λ en $W/m \cdot K$.

$$q_{th} = -\lambda \nabla T \quad (2.50)$$

Dans un sol composé d'un mélange de minéraux, la teneur en quartz f_q est le seul paramètre dans la régression proposée par Somerton *et al* (1974), cité par (Lefèbvre 2003), pour déterminer la conductivité du solide dans le sable non-consolidé.

$$\lambda_{solide} = 7.70 \cdot f_q + 2.86(1 - f_q) \quad (2.51)$$

Dans un milieu poreux, il faut évaluer la contribution du solide et du fluide à la conductivité thermique effective. Hashin et Shtrikman (1962) cités par (Domenico et Schwartz 1990) donnent une limite supérieure EQ(2.52a) et inférieure EQ(2.52b) à la conductivité thermique effective selon la conductivité thermique du fluide et du solide.

$$\lambda_e^{sup} = \lambda_{solide} + n \left[\frac{1}{\lambda_{fluide} - \lambda_{solide}} + \frac{1-n}{3\lambda_{solide}} \right] \quad (2.52a)$$

$$\lambda_e^{inf} = \lambda_{fluide} + \frac{1-n}{1/(\lambda_{solide} - \lambda_{fluide}) + n/(3\lambda_{fluide})} \quad (2.52b)$$

Si le fluide comporte plusieurs phases fluides, la contribution du gaz λ_{air} est 0.006, c'est-à-dire négligeable par rapport à la contribution de l'eau λ_w qui est 0.11. Une relation simple entre la conductivité thermique effective sèche et celle saturée est utilisée dans le modèle numérique TOUGH (Pruess 1991).

$$\lambda_e = \lambda_{\text{sec}} + (\lambda_{\text{humide}} - \lambda_{\text{sec}}) \sqrt{S_w} \quad (2.53)$$

Somerton *et al* (1974) proposent également une relation entre la conductivité thermique effective à 52 °C et la conductivité thermique effective à la température T en °C.

$$\lambda_e = \lambda_e^{52^\circ\text{C}} - 0.00128(1.8T - 93)(\lambda_e^{52^\circ\text{C}} - 1.42) \quad (2.54)$$

2.4.2 Capacité thermique

Si nous voulons décrire la température dans un système en régime transitoire ou s'il faut prendre en compte l'énergie thermique transportée par un fluide en mouvement, nous avons besoin d'un concept d'emmagasinement de chaleur. La capacité thermique est le plus souvent exprimée en terme massique par la capacité thermique spécifique c en J/kgK. Elle peut aussi être exprimée en terme volumique ou en terme molaire.

Ainsi, en appliquant le principe de conservation à la chaleur dans un système fermé, on obtient une équation à dérivées partielles en régime transitoire pour la conduction thermique.

$$\nabla^2 T = \frac{1}{\alpha} \cdot \frac{\partial T}{\partial t} \quad (2.55)$$

Pour simplifier l'écriture, on introduit la diffusivité thermique α en m^2/s .

$$\alpha = \frac{\lambda_e}{\rho_{\text{global}} c_{\text{global}}} \quad (2.56)$$

On remarque la forme de l'équation à dérivées partielles précédente est la même que celle pour advection de l'eau EQ(2.20). Il est donc possible de transposer des solutions de conduction thermique à l'écoulement advectif. En fait, avant l'avènement des ordinateurs, plusieurs solutions en hydrogéologie avaient été développées par des montages expérimentaux utilisant des analogies thermiques et électriques dans des solides (Kruseman 1990). Le livre de Bear (1972) contient un chapitre complet sur les modèles et les analogies.

2.4.3 Convection

La convection est le transport de chaleur par les fluides en mouvement. Lorsque la convection provient d'une force extérieure, telle qu'une différence de pression ou de concentration, on parle de convection forcée. Lorsque la convection dépend exclusivement d'un mouvement créé par les différences de pression dues à la variation de la température, on parle de convection libre.

2.4.3.1 Convection libre

Horton et Rogers (1945) cités par Domenico et Schwartz (1990) ont établi une relation pour déterminer le gradient thermique minimum pour amorcer la convection libre.

$$\frac{\partial T}{\partial z} = \frac{4\pi^2 \lambda^2 \mu}{\kappa_e \rho_0 g \alpha_f H^2} \quad (2.57) \text{ (Domenico et Schwartz 1990)}$$

où H est la hauteur de l'unité hydrogéologique.

Le nombre de Rayleigh EQ(2.58) initialement utilisé pour des fluides seuls fait le rapport entre les forces visqueuses et les forces d'émergence.

$$N_{RA} = \frac{\alpha_f \rho_f^2 c_f g \cdot k \cdot L \cdot \Delta T}{\mu_f \lambda} \quad (2.58)$$

Lapwood (1948), cité par (Domenico et Schwartz 1990), démontre que le nombre de Rayleigh nécessaire pour amorcer la convection libre est de $4\pi^2$, soit environ 40, pour un fluide immobile dans un milieu poreux. Pratts (1966), cité par Domenico et Schwartz (1990), confirme ce chiffre pour un fluide en mouvement latéral. Cependant la forme des boucles de convection est très différente.

2.4.3.2 Convection forcée

Maintenant, si on applique la conservation de la chaleur à un système ouvert en régime transitoire, on obtient

$$\underbrace{\lambda \nabla^2 T}_{\text{conduction}} - \underbrace{q_f c_f \rho_f \nabla T}_{\text{advection+diffusion}} = \underbrace{\frac{1}{\alpha} \frac{\partial T}{\partial t}}_{\text{accumulation}} \quad (2.59)$$

Les nombres de Nusselt et Peclet sont utilisés pour caractériser la proportion de conduction par rapport à la convection (Ingebritsen et Sanford 1998).

2.4.3.3 Solution analytique de transport de chaleur et essai *in situ*

Burger et *al* (1985) donnent plusieurs méthodes de mesure en laboratoire pour la détermination de la conductivité thermique. Une méthode simple est de soumettre l'échantillon à une différence de température de sorte que la tension dans l'élément chauffant mesure le flux de chaleur en régime permanent.

Comme dans le cas du pompage barométrique, une méthode *in situ* efficace et peu coûteuse exploite la solution de Stallman (1965) que Weeks (1978) a utilisée pour déterminer la perméabilité au gaz. Le déphasage et l'atténuation de l'amplitude des signaux sinusoïdaux filtrés, mis en relation avec la profondeur, permettent de

déterminer la diffusivité thermique (Lefèbvre 2003). Cette solution comme toutes les solutions dans Carslaw et Jaeger (1959) suppose que le fluide est immobile.

D'autres solutions pour le transport de chaleur, comme celles de Bredehoeft et Papadopoulos (1965) et celles de Holzbecher (1998) traitent de la convection forcée. Ces solutions n'ont pas la géométrie pour décrire la migration des biogaz. La modélisation numérique est mieux adaptée à ce type de géométrie.

2.4.4 Modèle couplé

L'équation différentielle pour l'écoulement advectif qui incorpore l'écoulement par différence de densité causé par des différences de température et de pression s'écrit de la façon suivante :

$$p_g (\vec{\nabla} \cdot \vec{q}) + T \vec{\nabla} \left(\frac{p_g}{T} \right) \cdot \vec{q} = \frac{\partial (p_g \theta_g)}{\partial t} \quad \text{Si } \frac{\partial T}{\partial t} = 0 \quad (2.60) \quad (\text{Baehr et Hult 1991})$$

Le q représente la forme 3D de la loi de comportement de Darcy de l'EQ(2.21). On pose comme condition que le champ de température est stable.

Pour avoir une résolution du système, il faut que les solutions de EQ(2.59) coïncident avec l'EQ(2.60). Ainsi, les deux solutions s'influencent entre elles. C'est ce qu'on appelle un modèle couplé. La résolution de ce type de modèle requiert normalement des solutions numériques telles que celles considérées dans TOUGH-LGM.

CHAPITRE 3. TRAVAUX PRÉLIMINAIRES

3.1 Analyses préliminaires

Malgré la grande quantité de données déjà disponibles dans les bases de données du CESM, il était initialement difficile de cerner le problème de migration. Il fallait d'abord évaluer la qualité de l'information que nous observions. La première étape était donc de faire une coupe regroupant toutes les informations sur la construction des puits et les informations hydrogéologiques, montrée à l'Annexe B. Le site est en contact avec deux unités hydrogéologiques, le roc fracturé et les dépôts meubles.

3.1.1 Roc fracturé

Lors de la construction des puits dans le roc fracturé, des essais à obturateurs doubles ont été menés pour déterminer les profondeurs plus perméables et ainsi permettre une meilleure sélection des profondeurs visées par les autres forages adjacents (Héroux et Turcotte 1997). Partout où des essais obturateurs doubles ont été menés, une seule zone de fracturation importante à une élévation de 10 m au-dessus du niveau de la mer (ou 35 m de profondeur) a été repérée. De plus, le niveau d'eau dépassait très souvent le niveau de la fracturation. Cette analyse a permis d'éliminer plusieurs puits des tournées de surveillance environnementale qui

n'avaient jamais affiché des concentrations de méthane et dont le niveau de la crépine, et donc de la fracturation, était largement en dessous du niveau hydrostatique de la nappe captive.

La pression est mesurée dans tous les puits de surveillance. Tous les puits dans lesquels on a mesuré des pressions étaient dans le roc fracturé. Dans certains puits, la pression oscillait du positif au négatif, mais aucune concentration n'avait été observée. Cette pression oscillante ne provient pas du site étant donné que le site ne produit pas de pression négative. Cette différence de pression s'accumulait entre les relevés avec l'oscillation de la pression atmosphérique.

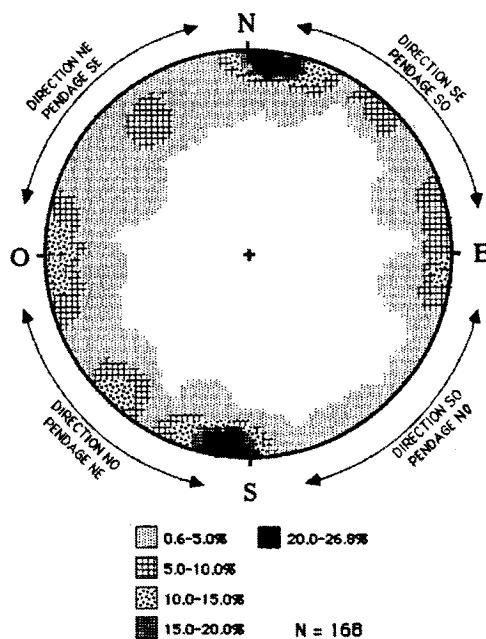


Figure 3.1 Stéréonet des diaclases dans le secteur du site expérimental (GPR 1990)

Dans la plupart des puits, les concentrations de méthane se maintiennent à moins de 1% et les pressions sont inexistantes ou très rares et faibles. La coupe 2 de l'annexe B, créée à partir des relevés préalables à l'été 2002, montre une matrice pour

chaque puits dont la première colonne représente les détections de gaz et la deuxième, les détections de pression. Par contre, le puits PS-13-FI et les puits PS-16-FS ont souvent montré des pressions de l'ordre de dizaines de pouces d'eau et des concentrations de biogaz pur, c'est à dire 65% de CH_4 et 35% de CO_2 . En février 2001, le puits d'observation PS-13-FS a été relié au réseau de captage de biogaz. La succion qui y est appliquée s'est également fait sentir dans le PS-16-FS. La direction tracée par le trajet entre ces deux puits suit la même direction que la famille dominante de fractures subverticales relevées par (GPR 1990) dans le secteur, figure 3.1. Il semblerait que cette fracturation ait une intersection entre le plan de fracturation horizontale à 35 m de profondeur et la famille dominante de fractures subverticales.

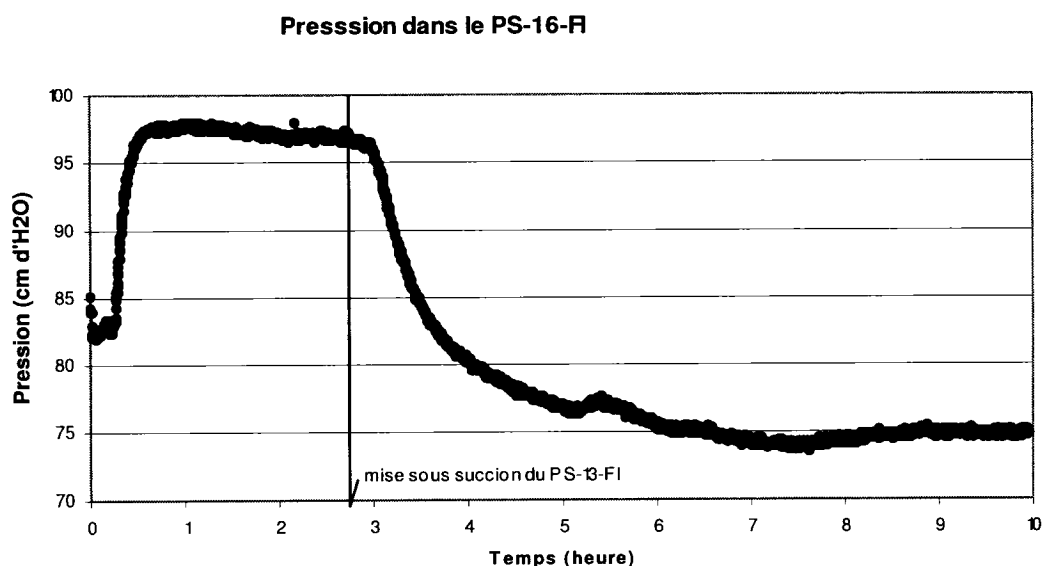


Figure 3.2 Pression dans le PS-FP-16 après la mise sous succion du PS-FI-13

Un test effectué à l'été 2003 a révélé que le PS-FS-16 prenait 30 minutes à réagir après l'ouverture de la succion du PS-FI-13 et la pression se stabilisait après 4h, figure 3.2. La provenance des biogaz a été confirmée par un essai conçu sur mesure.

Le tuyau d'un compresseur de 85 l/s soufflait à partir du niveau d'eau, expulsant les biogaz du puits d'observation. Un autre tuyau de petit diamètre fut descendu dans le puits et des lectures ont été prises à chaque mètre. Les concentrations du profil obtenues ont monté rapidement lorsque la fracturation débitant le biogaz fut atteinte et ont ensuite diminué lentement par la suite, figure 3.3.

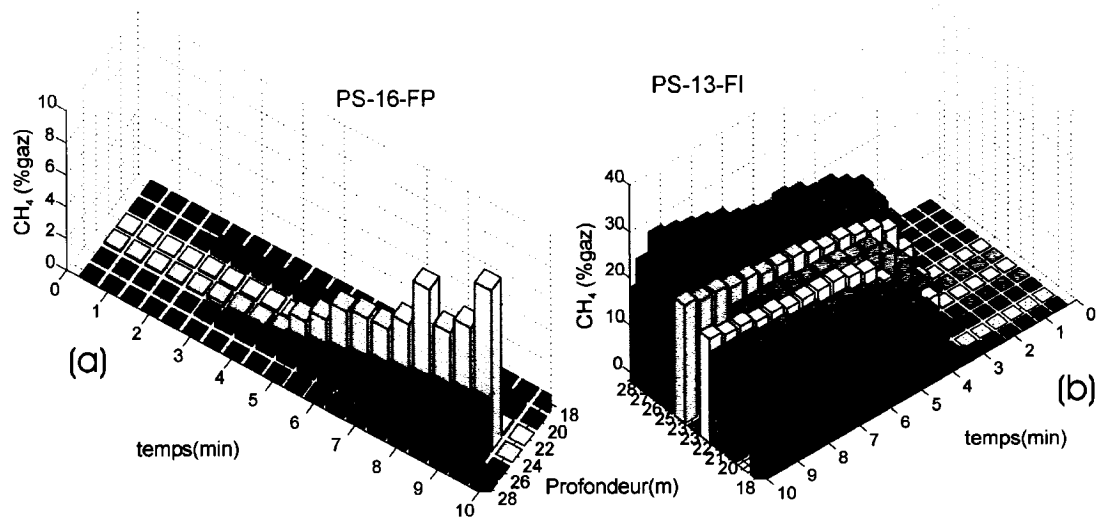


figure 3.3a Profil de concentration pendant la purge du puits PS-16-FP

figure 3.3b Profil de concentration pendant la purge du puits PS-13-FI

Pour mieux contrôler une migration éventuelle, on a réalisé les forages PS-42, PS-43, PS-44 et PS-45 visant l'horizon fracturé. Pour augmenter les possibilités, atteindre la fracturation subverticale et pour permettre un captage à l'intérieur des limites du site d'enfouissement, les forages ont été inclinés à un angle de 30 degrés(Annexe D). Cependant, comme dans la plupart des forages dans le roc déjà existant, les niveaux d'eau dépassaient le niveau de fracturation.

Un essai de pompage en mai 2004 dans le PS-13-FI a confirmé que les puits PS-13-FI et PS-16-FP sont fortement liés. On a également pu établir une influence sur le PS-12-FP et sur le PS-15a. Il n'a pas été possible d'interpréter cet essai de

pompage. On ne peut pas considérer ce réseau comme un milieu poreux équivalent car les pertes de pression ne suivent pas une forme elliptique.

Même si la pression et la concentration dans cette fracturation sont élevées, nous n'avons pas de preuve que cette fracturation rejoint éventuellement l'atmosphère. De plus, le seul bon réseau de fractures connu dans ce secteur est sous captage et malgré la succion appliquée, aucun débit en régime permanent n'a été observé dans la conduite qui relie le puits PS-13-FI au réseau de captage. La limite de détection de l'anémomètre est de 0,2 m/s dans une conduite de 6''. Toutes les informations dont nous disposons présentement nous portent à croire que la migration latérale dans l'horizon de roc fracturé est un phénomène négligeable. Nous n'avons donc pas évalué la contribution du roc fracturé à la migration latérale des biogaz.

3.1.2 ISM exploratoire

Les considérations pour le milieu fracturé ayant été éliminées, il fallait évaluer si la migration latérale pouvait se produire dans les dépôts meubles ailleurs en périphérie du site. Sur une grande partie du site, les parois de la carrière sont demeurées exposées. Cependant, le long de la frontière nord-est de 4 km, les dépôts meubles pouvaient possiblement être en contact avec les déchets, voire Annexe D.

Le relevé de méthane au sol, ou *instantaneous surface monitoring* (ISM), est une technique souvent utilisée pour repérer des problèmes d'émission sur le recouvrement final. Les concentrations de méthane sont relevées à quelques centimètres de la surface à l'aide d'un analyseur portatif du type *flame ionizing detector* (FID). Un relevé a été effectué sur une période d'un mois et demi à l'été 2003 le long de la frontière à risque.

Étant donné l'étendue du terrain à couvrir et l'importance de la contrainte de vent pour les relevés ISM, un entonnoir a été placé sur les détecteurs FID. Pour améliorer l'ergonomie et pour permettre l'utilisation simultanée de 2 FID, des manches ont été attachés aux entonnoirs. Les FID furent placés dans un sac à dos et les manches permettaient un balayage espacé de 2,5 mètres. Ainsi, tout le terrain du parc fut échantillonné avec un espacement de 2,5 m X 2,5 m.

Les valeurs relevées ne dépassèrent que très rarement 15 ppm. Cependant, dans le secteur où la migration dans les dépôts meubles était déjà connue, un maximum de 16000 ppmv fut observé. Ainsi, notre étude fut restreinte à un contact de 120 m dans le secteur connu, voir Annexe D.

3.1.3 Milieu poreux

Pour l'évaluation préliminaire du risque associé à la migration latérale, certains puits existants affichaient déjà des valeurs préoccupantes. Le PS-FS-36, un puits automatisé proche de la limite des déchets, affichait en permanence des valeurs de biogaz pur. Les puits de surveillance PS-FS-35, PS-FS-38 et PS-FS-22 affichaient régulièrement des dépassements de la limite inférieure d'explosivité avant l'été 2003. Même le puits

PS-FS-17, plus éloigné de la frontière, affichait des dépassements à l'occasion. Pour mieux évaluer la situation, ces puits ont été purgés à répétition avec des compresseurs. Ceci nous a permis de vérifier qu'il ne s'agissait pas de gaz stagnant dans les puits d'observation ou dans des poches isolées. Les puits de surveillance retrouvaient très rapidement leurs concentrations de départ. Dans le cas du PS-FS-36, il était impossible de fournir suffisamment de débit pour réduire complètement les concentrations à la sortie, malgré l'utilisation du compresseur de 85 l/s. Nous avons la preuve que le phénomène était dynamique.

Il était clair que les concentrations étaient plus importantes près de la limite des déchets. La source du gaz pour le milieu poreux était beaucoup trop importante et distribuée de telle façon que l'on pouvait négliger la contribution indirecte possible du milieu fracturé par une migration verticale de 35 m jusqu'au milieu poreux. Étant donné que les puits d'observation étaient des puits conventionnels constitués d'une crépine ouverte sur toute la longueur, il était impossible de déterminer le profil en gaz au-dessus du niveau des eaux souterraines. De plus, une pression éventuelle serait dissipée par un écoulement vertical dans le puits. Finalement, la quantité de puits était insuffisante pour décrire, même en 2D, le panache de biogaz. Il a donc fallu entreprendre la construction de points de mesure ponctuelle dans le milieu poreux.

3.2 Installation de pointes à gaz et de puits multiniveaux

3.2.1 Pointes à gaz

La première méthode envisagée à l'automne 2003 était de placer des pointes à gaz. La Ville possédait déjà un *AMS Vapor Probe Kit* et un drill à rotation percussion, une génératrice pour l'alimenter et le matériel roulant pour transformer le tout. Ceci nous apparaissait comme une bonne solution, car cette méthode serait très peu coûteuse et la petite dimension des trous laissait le milieu étudié presque intact.

Il est vite devenu évident que la méthode par *direct push* ne nous permettrait pas de faire les installations vu la dureté du dépôt meuble. Trois sections de 1m de tarière de 5cm de diamètre en acier trempé ont donc été achetées pour créer les trous dans lesquels serait installées les pointes à gaz. Malgré la pointe en carbure, le matériel demeurait très difficile à enfoncer à cause de la présence de blocs et de cailloux dans le remblai. Donc des prétrous de 40 à 80 cm ont été creusés par une petite rétro-excavatrice pour atteindre les niveaux les plus profonds. Malgré cela, l'équipement, qui a subi des bris répétés, s'est avéré inefficace. Les efforts d'installation de pointes à gaz ont dû être arrêtés.

Cinq nids de puits ont tout de même été installés dans les dépôts meubles. Les pointes à gaz en acier inoxydable reliés à un tubage de Teflon de 6 mm furent placées dans un intervalle de 15 à 25 cm de sable filtrant Temisca n°1. La partie supérieure de chaque trou fut remplie de Bentonite granulaire Enviroplug et fut ensuite hydratée. Les pointes dont la profondeur était inférieure à la profondeur du prétrou ont été placées à un mètre du prétrou. Les trois tubages de Teflon ont été encastrés dans du tuyau de cuivre pour les protéger contre un perçage ou un coincement. Les déblais des prétrous furent tamisés pour défaire les mottes et furent

mélangés avec au moins 15% de poudre de Bentonite pour éviter de créer un écoulement préférentiel avant le remblayage manuel. Les nids de pointes à gaz furent ensuite protégés par un bloc de ciment moulé sur lequel fut vissée une boîte de service équipée d'un cadenas. Les détails de construction et des photos sont donnés à l'annexe E.

3.2.2 Les puits multiniveaux

Les pointes à gaz ont confirmé que le panache n'était pas une série d'extrusions étroites mais bien une masse plus uniforme se déplaçant à partir du site. La résolution voulue étant loin d'être atteinte, 15 puits multiniveaux et 2 puits de pompage ont été installés en décembre 2003.

Quatre transects perpendiculaires au site ont été construits. Les deux transects du centre étaient constitués de 5 puits dont 3 puits se trouvaient à 1, 5, 10 et 15 mètres respectivement d'un puits de pompage. Le plan de localisation figure à l'annexe D et les détails de construction des puits multiniveaux figurent à l'annexe F. Cette configuration a été choisie dans le but de faire deux essais de pompage. La crépine des puits de pompage était installée de 2,5 m à 4 m de profondeur. Les intervalles multiniveaux étaient placés à environ 1, 2, 3 et 4 mètres.

Une foreuse à tarière évidée a permis de creuser les trous jusqu'au roc situé à une profondeur d'environ 7 à 9 m. Une nappe perchée a été retrouvée lors du forage du PS-MN-55 de sorte qu'on a arrêté le forage à 5,5 m étant donné que des sondes multiniveaux inondées seraient utiles. Les forages PS-MN-62 et PS-MN-63, situés dans les limites du site, sont également moins profonds, soit environ 4,5 m, car ils se trouvent au bas de la butte du site expérimental.

Pour assurer un minimum d'épaisseur entre chaque sonde, l'espacement des sondes doit être égal. Ainsi, la position des intervalles et la position des sondes doivent être calculées après que la profondeur finale de la foreuse soit atteinte. La crépine et le tuyau de PVC plein sont ensuite assemblés et les tubages de Teflon sont fixés sur le tuyau avec du ruban adhésif. Des petites pierres poreuses placées aux extrémités des tubages permettent d'éviter qu'ils se bouchent. L'ensemble du montage est soulevé en utilisant le mat de la foreuse et est placé délicatement au centre du trou de forage. Les intervalles de Bentonite granulaire et de sable filtrant sont ensuite remplis en mesurant à l'aide d'un ruban sur lequel on a installé un poids. Les fonds des sacs de Bentonite sont gardés pour le dernier intervalle pour éviter que la poussière de Bentonite ne se colle à la paroi des intervalles perméables. La bentonite n'a pas été hydratée immédiatement car l'eau gelait rapidement et le point de service était éloigné. La Bentonite s'hydratera naturellement par la recharge du printemps avant que les mesures ne débutent. L'excédent de tuyau est coupé et les puits sont couverts d'un bloc de béton prémoulé sur lequel une boîte de service est vissée. Tous les tubages ont été équipés d'une valve à bille au printemps 2004.

CHAPTER 4. LATERAL MIGRATION AND OFFSITE SURFACE EMISSION OF LANDFILL GAS AT CITY OF MONTREAL LANDFILL SITE

Jean-Pierre Franzidis, Martin Héroux, Miroslav Nastev and Christophe Guy
Submitted to Waste Management and Research on April 21st 2006

An evaluation of the lateral landfill gas migration was carried out at the Saint-Michel Environmental Complex in Montreal, Canada (City of Montreal Landfill Site) between 2003 and 2005. Multilevel wells were installed in the backfilled overburden in contact with waste in order to define the biogas concentrations and conduct gas-pumping tests. A migration event recorded in autumn 2004 during the maintenance shutdown of the extraction system was simulated using TOUGH-LGM software. Eleven high-density instantaneous surface monitoring (ISM) surveys of methane were conducted on the test site. Flux was established by geostatistical analysis of ISM data correlated to dynamic flux chamber measurements. Variograms using normal transformed data showed good structure and kriged estimates were much better than inverse distance weighing, due to highly skewed data. Off-site surface emissions were two orders of magnitude higher than modelled advective methane flux. Nucleodensimeter measurements of the porosity yielded abnormally high values due to poor backfill compaction. Kriged porosity maps show good correlation with emission maps and vegetation damage. Pumping tests results indicate inversed anisotropy of permeability. All results suggest that most of the lateral migration and consecutive emissions to the atmosphere refer to preferential flow paths through macropores.

Key words: lateral migration, biogas, methane emission, landfill, advection, macropores

4.1. Introduction

4.1.1. Lateral Migration Review

Biogas is a mixture of methane (CH_4), carbon dioxide (CO_2) and other trace volatile organic compounds (VOC). It is produced by anaerobic decomposition of the organic matter contained in the waste. Atmospheric concentrations of CH_4 , a radiatively active trace gas, have increased steadily for several hundred years (Cicerone & Oremland 1988). Even if CH_4 concentrations are not comparable to those of CO_2 , the greenhouse reference gas, it contributes significantly to the observed global warming as it absorbs 21 times more heat than CO_2 . However, greenhouse gases are not the primary concern in many landfills. Populations exposed to landfill gas (LFG) run a number of health risks. CH_4 accumulated in enclosed spaces has caused much property damage and loss of life (Drouin 1995) because it is explosive when concentrations in air range from 5% to 15%. Such risks occur when LFG migrates laterally through neighboring soils or rock porosity and infiltrates into buildings or underground infrastructures.

Designing landfills to control LFG surface emissions and lateral migration is recent. Capped landfills significantly reduce surface emissions but pose greater risks for lateral migration if unvented. In 1983, a house adjacent to Loscoe Landfill was destroyed by a LFG explosion shortly after capping (Williams and Aitkenhead 1991). A saturated surface or frozen surface confines laterally migrating LFG in the same way as low permeability covers. Lateral migration occurred at a greater distance in winter due to confining frozen surface at Ottawa Street Landfill (Metcalf and Farquhar 1987). High CH_4 concentrations have been associated to high surface soil moisture content as well (Christophersen & Kjeldsen 2001).

Surface capping and LFG extraction do not completely eliminate lateral migration. Without a lateral liner, lateral migration can still occur when the extraction system is shut down for reasons of maintenance, power failure or conduit breach. A voluntary shutdown of the LFG migration control system allowed (McOmber *et al.* 1982) to verify advective prediction of lateral migration at the Mississauga Landfill. The system was installed after explosive concentrations of LFG were measured in a house next to the landfill.

Confirmation of predominant advective transport in lateral LFG migration processes was made at the Foxhall Landfill when remediation of LFG plume was achieved after only one year of gas extraction (Williams and al. 1999). Atmospheric pressure variations can play an important role in lateral LFG migration by increasing pressure gradients. Pressure drops in addition to saturated surface conditions explained the migration event that caused an explosion at Skellingsted Landfill (Kjeldsen and Fischer 1995).

4.1.2 Saint-Michel Environmental Complex (CESM)

The CESM is located in a densely populated residential area in Montreal. This site was a limestone quarry from 1895 to 1987. The ongoing landfilling started in 1968. The City of Montreal acquired the site in 1984 and took control of its operation in 1988. An estimated 38 million metric tons (t) of domestic and commercial solid waste have been disposed of at the CESM. Since 1988, the City has massively invested in LFG extraction and monitoring. A total of 361 extraction wells, 48 manual observation wells and 42 automated observation wells are used on a regular basis. Initially flared, the recovered LFG fuels an on-site power plant since 1996. In 2005, some 27 Mt of CH₄ were destroyed. (Fécil *et al.* 2003) estimated that 98% of produced LFG was collected.

Since 2000, only dry waste is allowed on the site. LFG production has been declining ever since. The arriving dry waste is used to shape the landfill into a 192 hectares urban park. Landfilling should be completed in 2009.

4.1.3 Experimental Site

The test site (figure 4.1) chosen for this study has been known to be subject to lateral migration. Three monitoring wells were built there before the City took control in 1988. Between 1988 and 1992, the City installed 19 deep wells to monitor the fractured bedrock and 12 shallow wells to monitor the porous overburden. Following the analysis of the historical survey data, lateral migration in the overburden was evaluated as the critical risk factor.

In summer 2003, a complete survey of ground surface methane concentrations along the 4 km North-east boundary, where the overburden is potentially in contact with the waste, confirmed the critical nature of the 120 m long contact that would become the test site. Damage to vegetation, dead or dying trees and grass, indicated intensive lateral migration processes. Furthermore, distance between the waste and the surrounding buildings is only 65 m, the shortest distance for this landfill.

The 9 m overburden is actually a backfill composed mostly of silt and a small fraction of dry waste. Originally created to hide the site, this narrow stretch of land was transformed into a walkway and offers local residents a nice view of the waste disposal operation.

4.1.4 Objectives

The objective of this study is to quantify lateral LFG migration at the test site and to gain insight into the transport mechanisms. It is also an opportunity to test the surface emission evaluation method developed by Fécil *et al.* (2003). The ultimate goal is to find the best solution to control LFG lateral migration occurring in this sector.

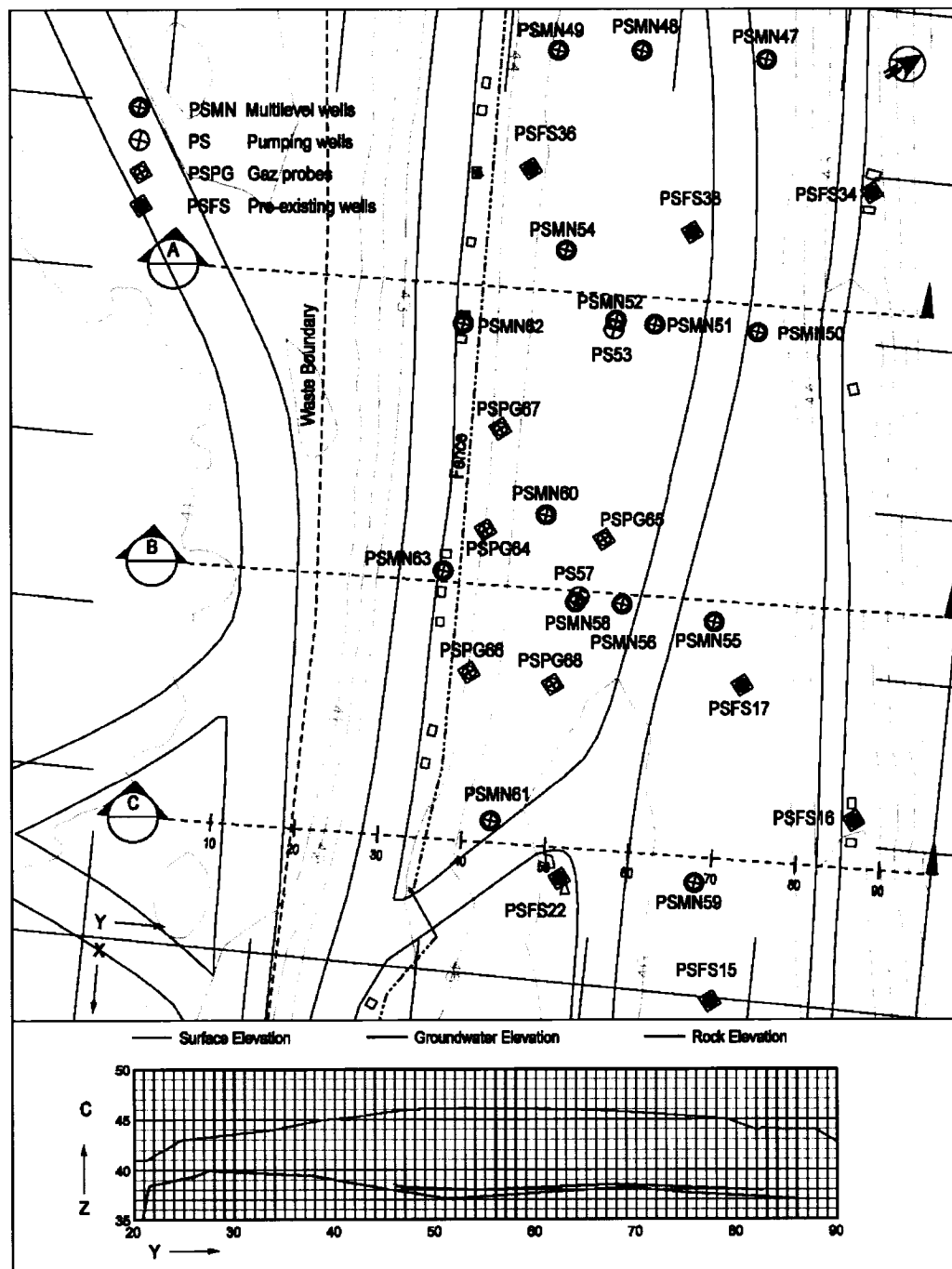


Figure 4.1 Layout of experimental site and overburden monitoring installations

4.2 Materials and Methods

4.2.1 Wells and Probes

In Autumn 2003, 5 nests of shallow gas probes, identified as PSPG in figure 4.1, were built using an AMS vapor probe kit and the recommended 7 millimeters (mm) Teflon tubing. The 40 mm diameter auger fitted with a carbide tip was mounted on a masonry drill to create the holes. Due to difficulties in penetrating the surface, preholes varying from 0.4 to 0.8 meters (m) depth were dug using a small backhoe. The backfill was hand-mixed with bentonite powder to eliminate preferential flow paths due to excavation. A single probe was placed in each hole. Shallow vapor probes were installed in the adjacent undisturbed soil. Each nest was comprised of three to four probes with depths ranging from 0.10 to 1.85 m.

In December 2003, 15 multilevel wells, identified as PSPG in figure 4.1, were installed with 3 to 4 monitoring depths. The multilevel probe tubing was attached to the 25 mm PVC pipes. The different monitoring levels were filled with Temisca #1 silica sand and were isolated using Enviroplug granulated bentonite. Sand and bentonite intervals both varied from 0.4 to 0.5 m in thickness. Premolded cement blocks and protective metal casings were installed on top of each well and gas probe nest. Ball valves were installed on all pipes and tubings.

The thickness of unsaturated porous media was surveyed using a manual water level meter tape (Solinst). CH₄ and CO₂ concentrations were measured using portable infrared multi-gas instruments (Eagle) with detection limits of 0.025% for CH₄ and CO₂ and precision of 3% and 2.5% of measured volume fraction respectively. Sampling in gas probes at depths inferior to 0.40 m was done with a peristaltic pump at a rate of 10 cubic centimeters per second (cm³/s) into a 200

cubic centimeter (cm^3) Tedlar bag fitted with a valve and septum. This relatively small sample when compared to portable infrared reduces contamination by atmospheric air. Gas chromatography using thermal conductivity detection (GCTCD) was used to determine methane to carbon dioxide ratio for the shallow probe samples. Wind, atmospheric pressure and precipitation data were collected at the on-site meteorological station located less than 500 m from the test site.

The TVA 1000 flame ionization detector (FID) used for ISM surveys had a detection limit of 1 volumetric parts per million (ppmv) of CH_4 . Maximum error of the FID is 16% of measures with the 3 points gas calibration used (Fécil 2003). A Garmont 17N global position system (GPS) antenna receiving signals from a minimum of 6 satellites was used for positioning.

The density measurements were conducted with a Troxler 501DR nucleodensimeter with a 0.3 m rod. A survey grade GPS was used for these surveys and for topography. The Leica SR530's precision is centimetric.

4.2.2 Pumping Tests

The wells were distanced to cover most of the assumed LFG plume and to conduct gas-pumping tests for permeability measurements. Thus, 2 sets of 4 multilevel wells were placed at radial distances of 1, 5, 10 and 15 m from the 2 single level pumping wells, identified as PS-53 and PS-57 in figure 4.1. Both pumping wells were screened starting at 2.5 m depth until the bottom of the borehole at 4 m depth.

The pumping tests were conducted in summer 2005 by the authors of (Martel *et al.* 2004a and 2004b). They used the same equipment as in this previous study.

4.2.3 Instantaneous Surface Monitoring (ISM) of CH₄ and Flux Correlation

There are many different techniques for measuring surface gas emissions. The selected methods must be adapted to the purpose, the source and the expected range of measurement values (Topp and Pattey 1997). Enclosures are gaining in popularity for measuring LFG. Flux in a static chamber is evaluated by monitoring variation in gas concentrations (Rolston 1986). However, build-up in the static chamber can flatten the concentration versus time slope through back diffusion and cause possible underestimation of the flux (Bogner and Scott 1995). In a dynamic chamber, flux is determined by multiplying stabilized concentration by clean vector gas flow. Circulating gas reduces the impact of the chamber on its environment (Rochette *et al.* 1997).

For negligibly skewed data, Livingston and Hutchinson (1995) suggest that more than 30 samples must be used to obtain unbiased descriptive statistics based on the arithmetic average. Typical geostatistical methods require even more data. Given the limited resources, this is often incompatible with surface emissions measurements as they should be done within the shortest time span possible. Bogner *et al.* (1997a) suggest that field campaigns should not exceed one to two days due to variations in barometric pressure. Other meteorological conditions such as rain and wind can change even faster.

Even when statistical and meteorological requirements are laboriously met, grid refinement can still be a problem. Borjesson *et al.* (2000) reported that the kriged flux chamber data underestimated whole landfill emissions by a factor of 4 when compared to the tracer gas method. The authors attributed this failure to several important sources that were missed by the predefined grid and to the inability to

adjust measurement locations in real-time since gas was analyzed in a laboratory. Applying the ISM flux correlation method can circumvent both problems. Grid refinement can be increased when spatial variations increase.

Fasolt *et al.* (1995) attempted to use a FID to measure flux by using average concentrations and the pumping rate of the analyzer. The authors' laboratory tests were affected by very high background CH₄ whereas the field tests were affected by wind. At the CESM, Fécil *et al.* (2003) successfully calibrated a correlation between ISM and flux chamber measurements (figure 4.2a). Wind conditions were limited to 16 kilometer per hour (km/h), as suggested for ISM by the U.S. EPA. Dynamic flux chambers measurements also followed U.S. EPA guidelines.

Wind conditions were restricted further to 12 km/h and a funnel was added to reduce wind effect and increase position precision for geostatistical analysis. The GPS antenna was placed on the funnel. The funnel holding the FID nozzle was shaken before each measurement to remove gas from the previous measurement. The displayed concentrations were then allowed to stabilize to the background levels. The funnel was slowly placed on the surface and the FID was triggered simultaneously. The FID was set to record values 5 seconds (s) after triggering. Surveys must be rigorously executed since the concentration in the funnel increases with time for higher flux.

A comparative study between this method and the method developed by Fécil *et al.* (2003) showed no significant difference under prescribed conditions (figure 4.2b). At each location measurements were repeated from 6 to 10 times. The observed variations between the 2 methods, represented by the error bars, were very similar. When wind conditions were not respected, measurements with free ISM were lower than funnel measurements, especially for higher flux. Wind conditions were best

controlled by starting measurements at sunrise. Surveys were never done under rain or on wet surfaces because of the FID's sensitivity to humidity.

Since the test site was relatively small, a high-density sampling was attained. From 500 to 1400, typically 550, measurements were taken for each survey on the 5400 m² surface. For one person, each survey took an average of 2.5 hours (h).

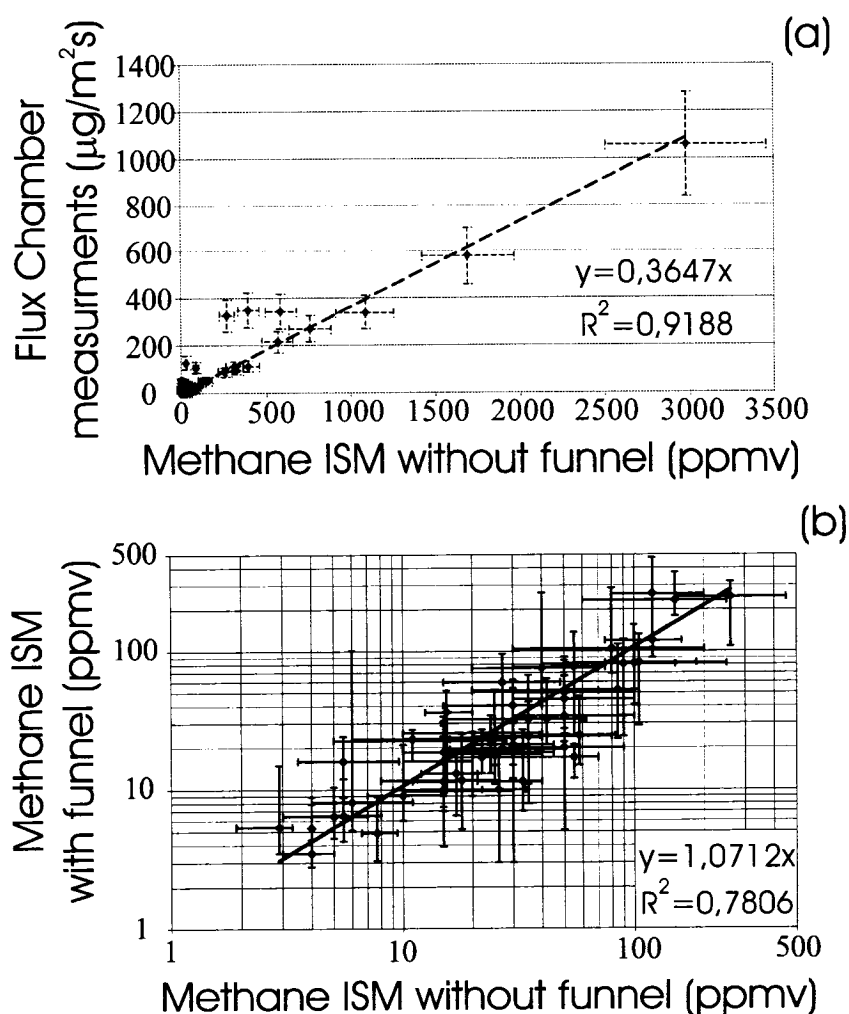


Figure 4.2a ISM Flux correlation (Fécil 2003)

Figure 4.2b Comparison of measurements with and without funnel

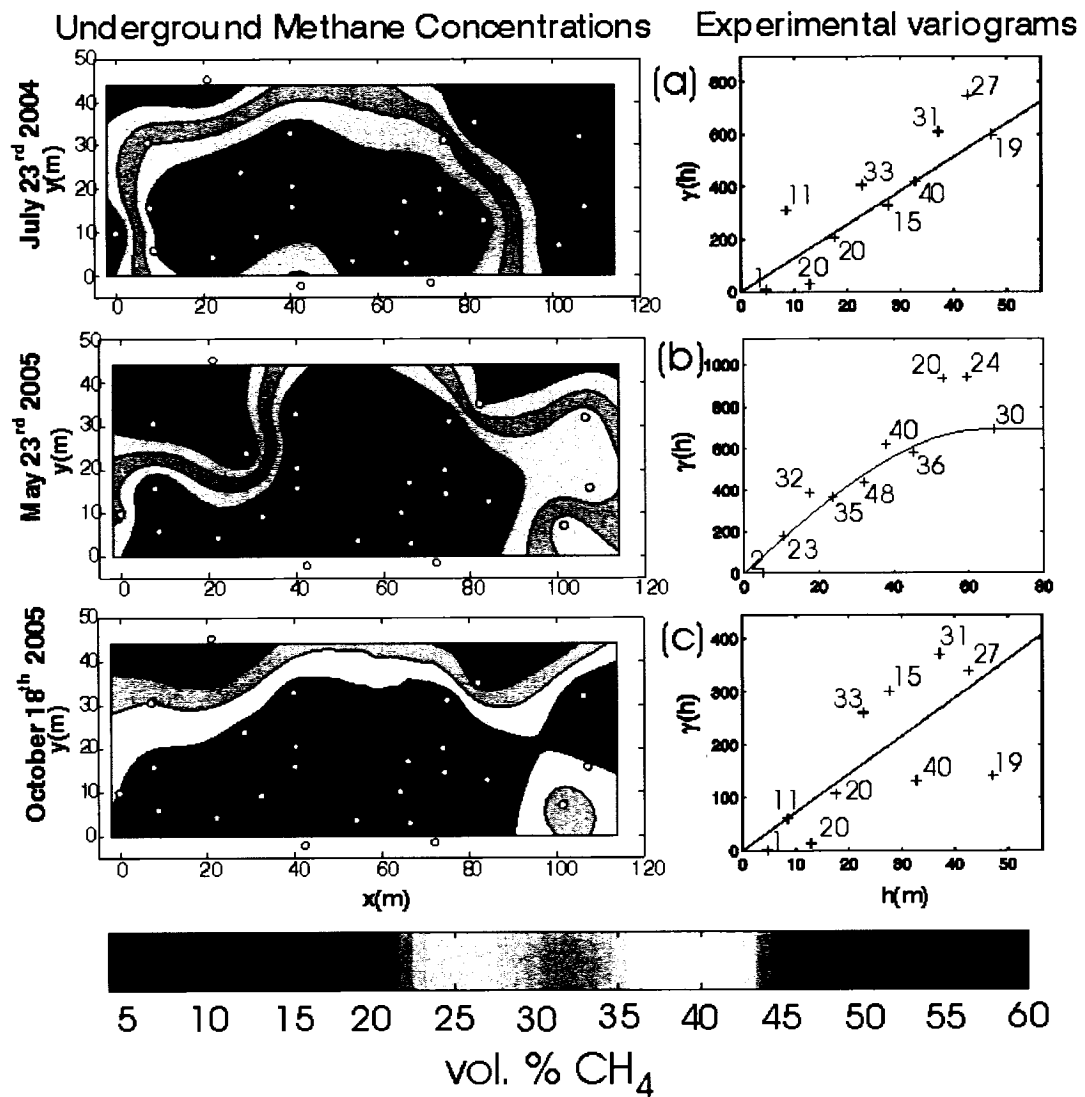


Figure 4.3 Kriged maps and variograms of underground concentrations of CH₄

4.3 Results and Discussion

4.3.1 Characterization of the LFG Plume

The CH₄ and CO₂ vertical profiles measured in the gas probe nests stabilized below depths of 0.4 m. Significant diffusion and oxidation processes are therefore restricted to this depth. Analysis of CH₄ concentrations in deeper multilevel wells revealed few cases where there was a significant variation in the vertical profile. Where concentrations varied, CH₄ to CO₂ ratio was uncharacteristic for LFG. Coherent levels were chosen then averaged for each well. The resulting two dimensional variogram was linear and nugget effect was absent (figure 4.3). Note that for all surveys the concentrations kriged at the upper boundary are probably exaggerated due to lack of data. This also applies to the right boundary for 2005 surveys.

Nine well surveys of CH₄ and CO₂ were carried out from July 2004 to October 2005. Between summer 2004 and spring 2005, the LFG plume spread laterally and its concentrations generally rose during this period. Between spring and Summer 2005, the plume slowly continued its spread, but concentrations diminished (figure 4.3).

In addition to the complete surveys, strategic observation wells have been continually sampled since 2001. The following scenario seems to be reproducing itself. First CH₄ starts to be detected. Then it varies according to an annual cycle, amplitude rising from year to year. Then it stabilizes to typical LFG CH₄ levels.

The most useful example of this pattern is provided with PS-FS-22 (figure 4.4). In October 2003 and 2004, the cycle begins abruptly in the days following the regular yearly maintenance shutdown in October. At this time of the year, the ground surface is saturated with water due to the increased precipitation. Rapid pressure driven flow floods the isolated porous medium. Surface conditions remain virtually impermeable to gas until the spring thaw. During this time, concentrations slowly diminish mainly by lateral diffusion. During the thaw, liquid water infiltrates to the water table, located at an approximate depth of 7 m. Vertical diffusion usually occurs only from May to August during which time concentrations drop. Eventually, the well is completely overtaken by typical LFG concentrations. This indicates that the pressure driven lateral migration events induced by the maintenance shutdowns are delivering more gas to the overburden than can be dissipated by vertical diffusion. This interpretation is also consistent with the evolution of the methane concentration map (figure 4.3).

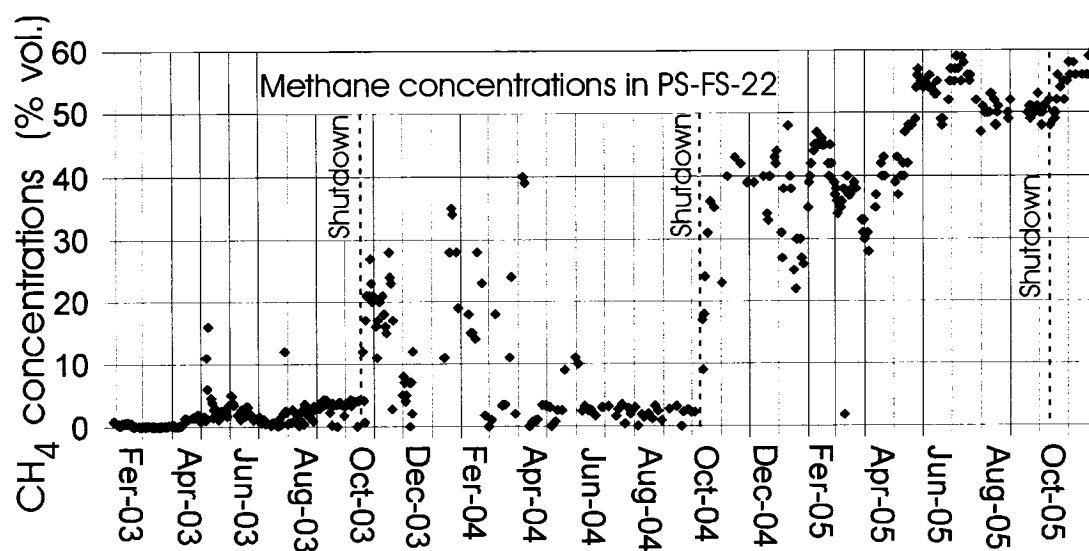


Figure 4.4 Methane concentrations in PS-FS-22

A numerical simulation of the vertical water infiltration was carried out using SEEP/W software. Soil capillary function parameters, according to the van Genuchten (1980) model, were obtained using a semi empirical relation (Aubertin *et al.* 2003) applied to median granulometric data from 32 samples obtained during well installation. The relative permeability function of water according to the Mualem (1976) model was applied to the estimated intrinsic permeability as determined by the gas pumping tests. Saturated initial conditions were imposed to the first meter of the simulated seven-meter column. The obtained simulation results predicted that the stabilized water retention curve would be restored after little over a month.

The PS-FS-22 well was particularly important for this study, since almost all of the new multilevel wells had already been overtaken by typical LFG concentrations before the sampling began. Since CH_4 is the tracer gas, concentrations must contrast significantly in order to detect any gas movement. Very low or very high CH_4 concentrations do not allow such detection. Therefore, the pressure driven model was calibrated for the autumn 2004 migration event using data from PS-FS-22 and permeability measured by the pumping test conducted in PS-57.

4.3.2 Gas-Pumping Test Analysis and Results

Surface conditions were assumed completely unsaturated during the pumping tests conducted in June 2005. Shan *et al.* (1992) and Baehr and Hult (1991) both published analytical solutions that apply to the observed field conditions. Inversion of the Baehr and Hult (1991) solution was done with AIR2D software (Joss and Baehr 1997).

Isotropic analysis of the pumping tests conducted in PS-53 and PS-57, seen in figure 4.1, gave gas permeability (k) of $9 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ and $8 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ respectively. Anisotropic analysis, however, resulted in radial k (k_r) of $2 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ and $2 \times 10^{-12} \text{ m}^2$. This k represents average effective k ; so there is no need for a relative permeability functions. Intrinsic k applied to the LFG should be close to these values since the unsaturated zone is at its driest at this time of year.

Interpretation of both pumping tests showed a strong anisotropy. For the PS-53 and PS-57 test the k_r to vertical k (k_z) ratios were respectively 0.123 and 0.119. Such ratios indicate preferential paths in the vertical direction, which is likely considering the medium is backfilled and compacting conditions are unknown. In natural deposited soils, k_r is usually an order of magnitude higher than k_z .

4.3.3 Numerical Modeling of Advective Lateral Migration

The numeric simulation of the lateral LFG migration was conducted using the TOUGH-LGM software. This code was derived from the TOUGH2 simulator (Pruess 1991). It can simulate two-multiphase transport of water, air, CO₂ and CH₄ mass components, concomitant heat transport, and LFG production (Nastev 1998). The TOUGH-LGM was modified from UNIX to PC version during this study, a User's Manual was written to facilitate its future use (Franzidis 2006).

The water table and the ground surface were no-flow boundary conditions (BC). On July 31st 2004, the surface was saturated by 68 mm of water. After this rainfall, CH₄ concentrations at the ground surface never exceeded noise levels and all gas probes were flooded with water to a depth of 0.40 m.

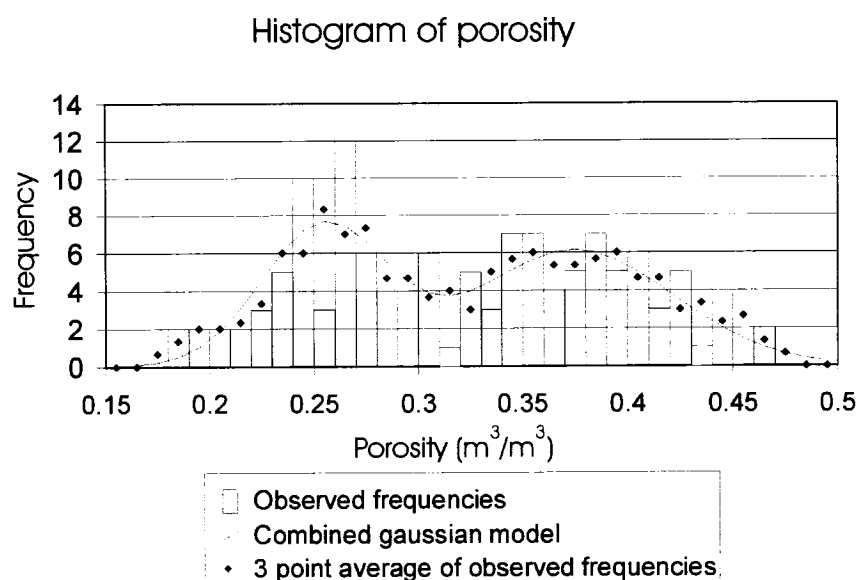


Figure 4.5 Histogram of porosity

Porosity (n) obtained from 128 nucleodensimeter tests show two statistical populations (figure 4.5). One with an average of 0.375 and a standard deviation of 0.047 and one with an average of 0.255 and a standard deviation of 0.03. The values of n were dominant in the sector associated with calibrating transect C (figure 4.1), so it was used in the simulation. Porosity is important for calibration since with known velocity it controls the flux magnitude. Therefore, the relatively low standard deviation of n combined with the fact that gas velocity in porous media is itself an average eliminated the need for a sensitivity analysis. Flux for the other transects was determined by permeability alone.

The 2D finite difference grid was modeled with rectangular elements of 0.4 m high and 0.4 m wide, with unit thickness. The simulated migration is given in kilograms per meter (kg/m) of length along the waste boundary.

An 8-month diffusive transport model with saturated soil surface was used to reproduce concentrations in observation wells along transect C before the shutdown (figure 4.6a). The simulation results were used as initial conditions for the advective transport model. Diffusive migration to atmosphere during summer was neglected due to lack of vertical profile at multilevel well depths.

The lateral BCs were described as a constant and uniform pressure profile. Outer lateral BCs were atmospheric pressure and concentrations. An increase of 400 pascals (Pa) in LFG pressure at the lateral waste boundary induced a simulated migration reproducing dynamic CH_4 concentrations in PS-FS-22 for the 5-day shutdown period.

Pressure was assumed uniform along the waste boundary, so the calibrated pressure was applied to all 3 transects. Transects B and C (figure 4.1) were assigned k values from the PS-57 pumping test, whereas transect A was assigned PS-53 results. Total migration of CH_4 for the 5 days was 24 kg/m, 11kg/m and 15 kg/m for transect A, B and C respectively. The average applied to the 120 m boundary gave approximately 2 t of CH_4 . This can certainly be considered an extreme event as the gas recovery system is shutdown only once per year. It is the author's opinion that the total yearly advective CH_4 migration should be considered in the same order of magnitude.

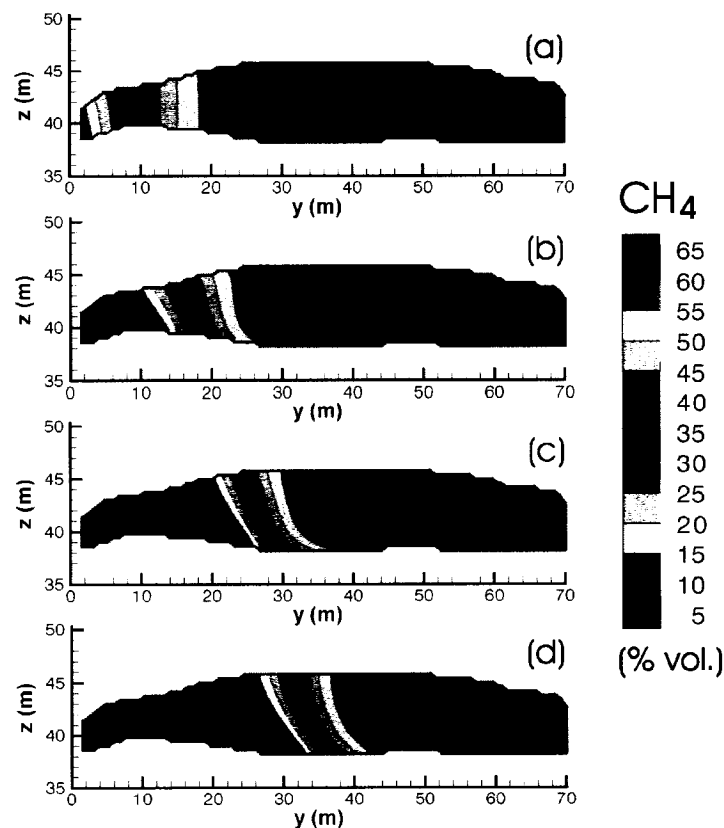


Figure 4.6a Initial conditions for CH_4 concentrations obtained with the diffusive model

Figure 4.6b Modeled concentrations of CH_4 after 1 day of advective flow

Figure 4.6c Modeled concentrations of CH_4 after 3 days of advective flow

Figure 4.6d Modeled concentrations of CH_4 after 5 days of advective flow

4.3.4 Geostatistical Analysis

Methane emission rate measurements are highly skewed and could vary over seven orders of magnitude (Bogner *et al.* 1997b, Czepiel *et al.* 1996a). ISM measurement of CH₄ varied from 1 to 16000 ppmv on the experimental site.

Only one survey showed good structure with untransformed ISM data. This survey showed very high emissions coming from a single hot spot. Although variogram using log-transformed ISM data yielded good structure for all surveys, it failed to produce a normal distribution. Borjesson *et al.* (2000) also used this transformation with static chamber measurements. The variogram range was similar but the sill to nugget ratio was much better with dense ISM (figure 4.7d). Czepiel *et al.* (1996b) also attempted log-transformation but reverted to a normal transformation due to poor variogram structure. Normal transformed variograms gave almost identical structure compared to log-transformed data but forced a normal distribution. Nugget effect usually varied from $\frac{1}{3}$ to $\frac{1}{2}$ of the sill value. Two surveys have a poorer structure with a nugget to sill ratio of 0.6. Range was typically 20 m and varied from 15 to 35 m in the omni directional variogram. Cross-validation removes each data point and estimates interpolation error from the remaining data. This procedure defined the number of interpolation points for each survey, which ranged from 5 to 11 points.

Kriged estimates were compared with inverse distance weighing (IDW) since it is often used as a substitute when variograms produce poor structure (Spokas *et al.* 2003a and 2003b). Cross-validation of interpolation distance and the value of the exponent showed for all surveys that the best compromise between mean square of error and mean absolute error was reached for a radius of 7.7m and an exponent of

1.83. For comparison, IDW parameters for the Lapouyade study were a 6 m radius and exponent of 2 (Spokas *et al.* 2003a & 2003b).

In order to compare equal surfaces, one survey was excluded and the field was reduced to 110 m by 45m. Results were quite different depending on the interpolation method used. IDW total flux was between 1,5 to 4,7 times higher than that obtained with kriging. Differences between the two methods were larger when emission rates were higher because data was more skewed (figure 4.7c).

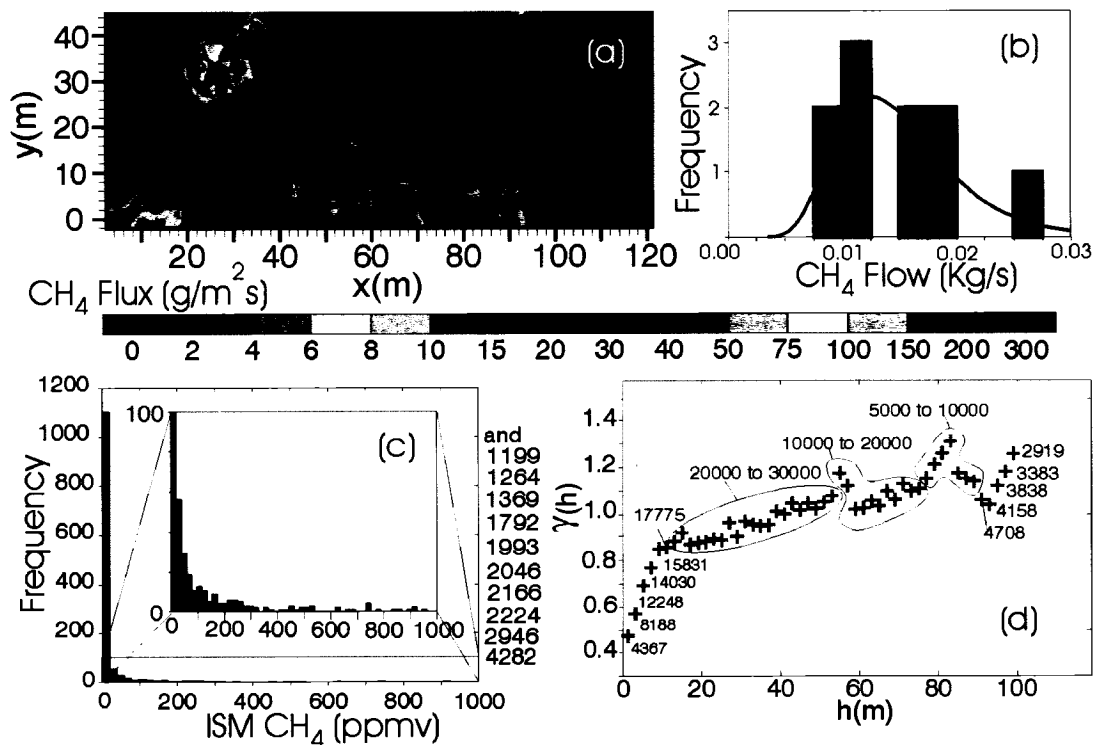


Figure 4.7a Map of methane flux using normal transformed kriging for June 10th 2004

Figure 4.7b Distribution of total methane flux for all surveys

Figure 4.7c Distribution of methane concentrations for June 10th 2004

Figure 4.7d Variogram of normal transformed data for June 10th 2004

IDW estimates were always close to the arithmetic average. Note that the arithmetic average is an appropriate estimation only if data appears normally distributed or slightly skewed (Livingston and Hutchinson 1995). The geometric mean (GM) is an appropriate estimator of log-normally distributed data when sample size is sufficiently large because positive bias decreases with the increase of observations (Parkin and Robinson 1993). Estimations based on GM were all very close to kriged estimates.

The 10 total emission estimates were themselves log-normally distributed (figure 4.7b). Bias corrected GM (BCGM) (1) was used in this case as suggested by (Parkin and Robinson 1993) for small sample of data.

$$\text{BCGM} = \exp\left(y - \frac{\sigma^2}{2n}\right) \quad (1)$$

where y and σ^2 are the average and the variance of log-transformed data respectively, and n is the sample size. Average and variance of log-transformed data was -4.4632 and 0.1326 respectively so BCGM of total CH_4 emission rate was 0.0114 kg/s. GM was 0.0115 kg/s, so positive bias was small.

4.3.5 Meteorological Considerations in Data Analysis

During summer 2005, there were 43 days of rain occurrences. In total, 15 rainfalls exceeded 5 mm and 4 exceeded 20 mm. Rain or recent rain will hinder both surveying and emission so a positive bias is unavoidable. Héroux and Guy (2005) studied the effect of temperature, atmospheric pressure and precipitation on total surface flux using ISM correlations. Surveys targeted combinations of high and low conditions for variables and produced a statistical model where temperature, rain,

and interacting rain and temperature were significant. This model cannot be used for off-site surface emission since the experimental plan was carried out on the top cover and the statistical model cannot distinguish between the effect on LFG production and the effect on vertical gas transport.

According to Transport Quebec, the Spring 2005 thaw period for Montreal was from March 21st to May 15th. Considering the vertical infiltration model's results, emissions probably began after the first week of March. The first 2005 survey was done on May the 19th and emissions had already started. Montreal received the tail end of Hurricane Katrina on August 31st. No emissions exceeding noise levels were measured after this event. Emission therefore lasted approximately 116 days in 2005.

4.3.6 Total Annual Emissions

Assuming the average CH₄ emission rate of 0.0114 kg/s, the total emitted CH₄ mass was 114 t. Since the simulated advective migration was estimated at 2 t and the estimated total porespace of the overburden can hold approximately 5 t of CH₄, LFG seems to pass directly from the waste to the atmosphere through the preferential flow paths.

Rapid gas flow inhibits oxidation and our capacity to evaluate it accurately. When considering estimated surface emissions we must keep in mind that total lateral migration is greater than surface emissions. This only furthers the gap between the estimated emissions and the simulated advective transport.

4.3.7 Porosity and Macropores

A total of 128 nucleodensimeter measures were taken and georeferenced during 5 surveys. Occasionally, very soft and abnormally porous soil was encountered. Particularly high porosity was measured on slopes (figure 4.8a and figure 4.8b) seemingly due to poor compaction. During one of the measurements, the rod actually fell into a gap between clods of soil. Soil must have been simply pushed over the edge of the slope situated in the top part of the test site. High emissions have been associated with slopes in other studies (Spokas and Graff 2002, Borjesson *et al.* 2000).

Porosity was calculated using dry density values and a grain density of 2650 kg/m^3 . Variograms from this data gave good structure so ordinary kriging was used to create a porosity map (figure 4.8a). Although kriging overly smoothed certain areas, such as the difference between plan and slope, the surfaces showing high porosity are associated with high emission where underground CH_4 concentrations (figure 4.3) are high. The IDW method smooths data less than kriging (figure 4.8c) so values contrast more and this spatial relationship is more apparent. High emissions also have this effect. Porosity of this magnitude can be associated to macropores. The macropores are channeling LFG flow through preferential paths along the lines drawn by the porosity map.

Furthermore, when comparing sorted cumulative emission with cumulative surface for all surveys, a clear site signature can be drawn (figure 4.8d). A large fraction of emissions were coming from a small surface as has been widely reported (Spokas *et al.* 2003b, Borjesson *et al.* 2000). Map patterns remain similar while levels of emissions change.

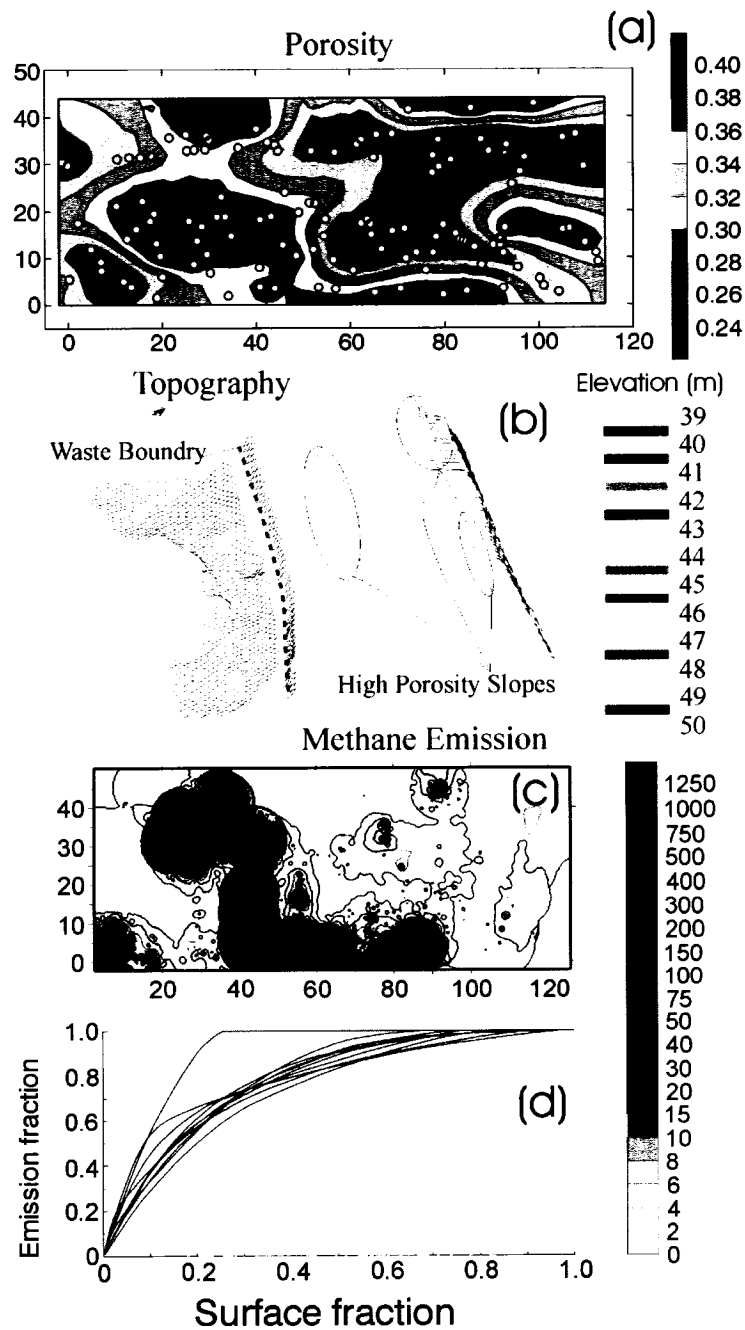


figure 4.8a Kriged map of porosity

figure 4.8b Topography

figure 4.8c CH₄ emission interpolated with IDW

figure 4.8d Surface versus sorted emissions

4.4 Conclusion

Landfill gas emissions and lateral migration have been studied at the CESM landfill site. Attention has been paid to a 120 m long section along the North-eastern boundary where off-site CH₄ concentrations were frequently reported.

An annual cycle was established by observing monitoring wells over 3 years. From September to May, the test sites surface is impermeable to gas due to saturation and freezing of top soil. Strong migration events were associated with the annual maintenance shutdown. Following the initial build-up, the concentrations diminish slowly while the overburden remained isolated. Dry surface conditions during summer allow surface emission, therefore increasing mitigation of the gas plumes. The size of the gas plume increases overall each year.

CH₄ emissions were evaluated using ISM and flux correlation to dynamic flux chamber measurements. Due to highly skewed data, normal transformed kriging showed to be a better estimator than non-transformed IDW. Normal transformed data gave good variogram structure and estimation much closer to the GM of data sets.

Abnormally high porosity was found on the site. Higher porosity was associated with slopes and vegetation damage. At the same time, a high proportion of flux was coming from a small surface. Surface emission maps were usually very similar in shape and very similar to porosity maps.

Total surface emission during the summer was inconsistent with modelled lateral advective migration, which has been widely reported as the dominant factor in naturally deposited soil. Preferential flow in macropores due to poor compaction of backfill was identified as the dominant mechanism for transport of LFG to the atmosphere.

4.5 Perspective and Recommendations

The meteorological station offers interesting research prospects. Evaluating the effect of meteorological parameters on off-site emissions, as was done on the top cover by Héroux and Guy (2005), would help in the assessment of surface emission and could help to distinguish between the effect of meteorological parameters on gas transport and on LFG production.

Vertical permeability could be evaluated at a larger scale than with the pumping test by analysing atmospheric pressure variation in relation to pressure profile in multilevel wells (Weeks 1978, Rojstaczer and Tunks 1995). Shan (1995) published an analytical solution to this problem.

Isotropic analysis of flux chamber gases to determine the level of isotropic fractionation could give further insight into preferential flow. Evaluating oxidation by comparing high flux and high porosity sector to low flux surface is an interesting perspective.

Although this test site has excellent scientific prospects, lateral migration poses an unacceptable risk of gas infiltration into adjacent buildings, given the current position of the gas plume, and must be promptly addressed. Close monitoring of remediation should be the next step in this study. Since lateral contact is only 3 to 6 m thick (figure 4.1), remediation will be relatively inexpensive. Digging a ventilation trench or exposing the backfill in contact with the waste and laying a new final cover would be an appropriate solution. If needed, the wells installed for the pumping tests could be joined to the extraction system and monitored for infiltration of atmospheric air.

Finally, the annual maintenance shutdown should not be done during autumn or winter as impermeable ground surface conditions and resulting confined flow enhance lateral migration.

Acknowledgements

The authors wish to thank the authorities of the City of Montreal and the CESM landfill site for permitting and founding this study. Richard Martel and Luc Trépanier are thanked for performing the gas pumping tests. Christelle Mandrella, Daniel Champagne, Daniel Courville, Philippe Bouchard and Michel Demers of the CESM are acknowledged for their technical support. A special thanks goes out to Denis Millette, of Golder and Associates, for his scientific contribution.

CHAPITRE 5. RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Le chapitre suivant expose les travaux complémentaires à ceux de l'article et fait référence aux annexes complètes de tous les travaux effectués.

5.1 Études souterraines

5.1.1 Concentrations dans les puits de surveillance

Avant de commencer les mesures dans les puits multiniveaux, l'étanchéité des différents niveaux a été vérifiée en pompant chaque intervalle et en vérifiant si les niveaux supérieurs et inférieurs montraient une dépression. Sur un total de 57 points de mesure, sept ont montré une dépression importante. Cependant, tel que discuté dans l'article, les variations de concentrations de méthane en fonction de la profondeur d'échantillonnage dans les puits multiniveaux étaient généralement plus petites que la précision de l'appareil utilisé. Par conséquent, un scellement imparfait entre certains niveaux ne cause guère de problème d'interprétation.

Des relevés de concentration de CH₄ et de CO₂ ont été faits les 5 juillet 2004, 23 juillet 2004, 13 mai 2005, 23 mai 2005, 13 juillet 2005, 19 juillet 2005, 26 août

2005, 18 octobre 2005 et 27 octobre 2005. Un relevé prend environ 5 heures à compléter.

Les variations étant très progressives, il n'était pas justifié de faire la géostatistique et de produire des cartes pour tous les relevés. Les cartes de CO₂ n'ont pas été produites car les isocontours sont presque identiques aux cartes de CH₄. La figure 4.3 de l'article montre les cartes de CH₄ pour les relevés du 23 juillet 2004, du 23 mai 2005 et du 18 octobre 2005. Ces relevés ont été choisis parce qu'ils étaient espacés dans le temps et qu'ils étaient presque complets. Les quelques données manquantes ont été comblées par le relevé suivant ou précédent. Tous les tableaux de données sont présentés à l'annexe G.

Si les multiples relevés n'ont pas servi à créer une multitude de cartes, ils n'ont pas été inutiles. Les répétitions ont permis d'éliminer certaines données aberrantes et ont donc grandement simplifié l'interprétation des relevés utilisés pour les cartes. L'annexe G montre les niveaux qui ont été retenus pour les moyennes utilisées dans les cartes. Les niveaux inclus dans les moyennes sont les mêmes pour toutes les cartes. Les choix sont brièvement justifiés dans le tableau de l'annexe G.

5.1.2 Essais de pompage

5.1.2.1 Travaux de terrain

Les essais de perméabilité aux gaz ont été réalisés les 6 et 7 juin 2005 dans les puits PS53 et PS57. Un essai de pompage au gaz détermine les propriétés d'écoulement advectif de la zone non saturée en la soumettant à un écoulement forcé qui crée des pertes de pressions. Les relevés de pression dans le puits d'observation et la mesure du débit à la sortie de la pompe sont interprétés pour déterminer la perméabilité. Les puits multiniveaux permettent de caractériser aussi l'écoulement vertical par une analyse anisotropique de la solution de (Baehr et Hult 1991), à la section 2.2.7.2.

Les débits ont été mesurés à l'aide d'une série de rotamètres calibrés pour différents débits. Les débits ont été corrigés par rapport à la température standard et à la densité de l'air. Le débit équivalent était de $0.017 \text{ m}^3/\text{s}$ pour le PS-53 et $0.014 \text{ m}^3/\text{s}$ pour le PS-57. Pour les deux essais de pompage, le rayon d'influence a atteint les puits multiniveaux à 10 m, mais pas celui à 15 m. La température du biogaz extrait a été mesurée pendant toute la durée de l'essai. Les pressions barométriques ont été suivies par la station météorologique pour s'assurer qu'il n'y ait pas de variation importante pendant le temps de pompage. Dans les deux cas, la température du biogaz à la sortie du puits a chuté rapidement de la température ambiante à environ 8°C pour ensuite rester très constante. L'amplitude de la variation est progressivement atténuée en profondeur et devient négligeable passé les 10 m, section 2.4. La valeur de 8°C est beaucoup plus proche de la moyenne annuelle que de la température ambiante en été.

Les concentrations de méthane et de gaz carbonique du biogaz extraits ont aussi été mesurées pendant toute la durée de l'essai. Les concentrations du biogaz ont très légèrement chuté au début du pompage et sont restées très stables jusqu'à la fin des essais. Il ne semble pas y avoir eu d'apport considérable d'air pendant les pompages de 4h pour le PS-53 et de 4h30 pour le PS-57, car les concentrations d'oxygène se trouvaient toujours très près de la limite de détection. Les concentrations ont été mesurées en utilisant le EAGLE, le même appareil utilisé pour les relevés dans les puits multiniveaux, mais une trappe à eau, utilisant une glacière pour provoquer une condensation, a été utilisée pour protéger l'appareil du pompage prolongé d'un gaz humide. Avant et après le pompage, des relevés dans les puits multiniveaux n'ont montré aucune influence des essais de pompage sur les concentrations dans les puits multiniveaux inclus dans le rayon d'influence. Les essais de pompage ont été faits au centre du panache de biogaz pur.

Le pompage a été réalisé à l'aide d'une pompe SIHI, LPHB 3408 5 hp (1hp=745.7W) de 600 volts capable de générer une dépression de 0.8 atm. Les pressions pendant l'essai de pompage ont été mesurées par des capteurs de pression reliés à un système d'acquisition CR-10 (Campbell Scientific, Edmonton, Alta.) capable d'enregistrer jusqu'à 8 données par seconde par capteur. Les capteurs utilisés étaient des GX3-P5V5G-A01-B01-C04 (High-Technology Instrument) pouvant mesurer des pressions de +/- 5 PSIG (1 atm= 14.6959 PSI) et des PX205-30V15GI (Omega) pouvant mesurer des pressions de +/-15. Des photos prises lors de l'essai de perméabilité sont incluses à l'annexe H.

La méthodologie est expliquée dans le rapport de Richard Martel et Luc Trépanier (INRS-ETE) inclus à l'annexe H. Les équipements et les méthodes ont déjà été utilisés pour les travaux de terrain qui ont mené aux publications suivantes : (Martel *et al* 2004a, 2004b)

5.1.2.2 Interprétation

Tel que discuté à la section 2.2.7.2, la solution analytique de Baehr et Hult (1991) permet un traitement adéquat pour un essai de pompage au gaz dans une unité hydrogéologique en contact avec l'atmosphère. Cette solution exacte permet l'analyse de l'anisotropie, contrairement aux solutions qui utilisent la simplification de EQ(2.33). L'inversion de cette solution du régime permanent a été faite en utilisant AIR2D (Joss et Baehr 1997). Les données et les positions des points de mesure ainsi que toutes les unités sont données à l'annexe H. Les résultats sont donnés dans l'article.

En plus de l'inversion de la solution analytique, ce programme permet aussi de prédire des pressions selon une perméabilité et un débit donné. Elle permet de prédire la pression nécessaire dans le puits de captage. Les prédictions sont également données à l'annexe H. Cette pression ne correspond pas à la pression mesurée par l'acquisition de données car la prédiction néglige la vitesse dans la charge pneumatique, tel qu'expliqué dans la section 2.2.1. Les vitesses moyennes de 8,7 m/s pour le PS-53 et de 7.13 m/s pour le PS-57 sont trop élevées pour être négligées. De plus, un calcul préliminaire montre une perte de charge non négligeable dans les tuyaux auxquels il faut ajouter la perte de charge dans les coudes. C'est pour ces considérations pratiques que la solution de Baehr et Hult (1991) n'utilise pas la pression dans le puits de captage pour déterminer la perméabilité.

5.2 Études en surface

5.2.1 Les relevés ISM

Malgré que ce sujet ait été brièvement abordé dans l'article, il est important d'expliquer le raisonnement derrière la méthode. La méthode utilisée pour les relevés est basée sur celle de Fécil et al (2003). La méthode adoptée pour l'étude (Héroux et Guy 2005) utilise l'acquisition simultanée et automatique du GPS et du FID à toutes les 5 secondes. Les données sont donc prises en mouvement sans que l'opérateur ne sache à quel moment précis se fait la lecture.

Étant donné que le terrain d'étude pour la migration latérale était beaucoup plus petit que les parcelles sur le site, il était possible de rechercher une plus grande précision sur la position relevée. Les configurations et le mode d'extraction des données ont donc été modifiés pour permettre un contrôle du moment de l'acquisition. L'utilisateur choisissait une position et déclenchait les deux appareils simultanément.

Un total de 11 relevés ont été complétés, soit les 10 juin 2004, 14 juillet 2004, 26 juillet 2004, 30 juillet 2004, 19 mai 2005, 31 mai 2005, 23 juin 2005, 8 juillet 2005, 19 juillet 2005, 16 août 2005 et 30 août 2005.

Malgré la grande quantité de données, le variogramme des valeurs non transformées ne donna pas de structure. À ce moment nous n'avions pas considéré d'utiliser une transformée normale tel que décrit dans l'article. L'effet pépité exagéré a été attribué à une imprécision dans le positionnement. Un entonnoir a donc été placé sur le détecteur, de la même façon que pour l'étude préliminaire de la frontière

nord-est, section 3.1.2. De plus, l'antenne GPS a été placée sur l'entonnoir au lieu d'être sur le sac à dos.

Le relevé suivant a montré une excellente structure pour les données non transformées de sorte que la méthode a été adoptée. Cependant, les relevés suivants n'ont pas produit les mêmes résultats. Après plusieurs relevés, il est devenu apparent que la structure du variogramme était plus attribuable à la nature des émissions du 14 juillet 2004. Les émissions provenaient uniquement d'une source très forte et le reste du site émettait très peu. Les données étaient bien structurées. Ceci ne s'est jamais reproduit. Étant donné que plusieurs relevés avaient déjà été faits, il n'était plus possible de changer de méthode sans causer des problèmes d'interprétation. Il a donc fallu passer par une étape de validation de la méthode modifiée.

La méthode comporte tout de même des avantages. Elle est beaucoup moins sensible au vent et la position est plus précise. La méthode est expliquée de façon détaillée dans l'article. On y démontre que l'impact de la différence entre ces méthodes de mesure sur le coefficient de corrélation par rapport à celui déterminé par (Fécil et al 2003) est négligeable.

Le plan expérimental initial comportait des mesures toutes les deux semaines pendant l'été. Les conditions météorologiques n'ont pas permis de suivre ce plan. Les conditions de vent étaient mesurées à la station météorologique à 500 m du site expérimental avant et pendant les relevés. Pour augmenter les chances de rencontrer les conditions de vent favorables, les relevés commençaient peu après le lever du soleil. À l'aube, le vent n'est que les restes de la turbulence mécanique de la veille. Il est donc généralement beaucoup plus faible que durant la journée alors qu'il est créé par la convection de l'air près du sol chauffé par le soleil.

Les périodes de mesure de l'été 2004 et de l'été 2005 se sont toutes les deux terminées par une très forte pluie. Les sols de surface étant saturés d'eau, il n'y avait plus d'émissions surfaciques. En 2004, une pluie de 64 mm est survenue le 31 juillet. La période de mesures a dû être interrompue à ce moment. Comme les données recueillies étaient insuffisantes, le projet a été suspendu jusqu'à l'été suivant. L'été 2005 a été globalement beaucoup plus favorable au travail de terrain. La queue de l'ouragan Katerina a cependant atteint Montréal le 31 août de cette même année. Les données prises avant étaient amplement suffisantes pour les besoins du projet.

Des cartes ont été créées utilisant l'inverse du carré de la distance et le krigeage par transformée normale, tel que décrit dans l'article. L'annexe I présente les cartes produites par les différentes méthodes d'interpolation ainsi que quelques photos.

5.2.2 Relevés de densité

Le nucléodensimètre permet de déterminer la densité sèche ρ_{sec} et humide ρ_{hum} d'un matériau en surface. La densité sèche ρ_{sec} permet de calculer la porosité en supposant une densité des grains. Cette simplification cause très peu d'erreurs, car la densité des minéraux qui composent habituellement un sol varie très peu. La densité du grain ρ_{grain} choisi était de 2650 kg/m³. La différence entre les densités sèches et humides permet de calculer la fraction massique d'eau θ_w EQ(5.2)

$$n = 1 - \frac{\rho_{\text{sec}}}{\rho_{\text{grain}}} \quad (5.1)$$

$$\theta_w = \frac{\rho_{\text{hum}} - \rho_{\text{sec}}}{\rho_w} \quad (5.2)$$

Six relevés de 18 à 32 points de mesures ont été faits sur le site expérimental. Un des relevés a montré des incohérences importantes dans les données. Le calcul des fractions massiques d'eau en comparaison avec la porosité a montré des saturations en gaz négatives. Ce problème est probablement dû à une mauvaise calibration car les nucléodensimètres doivent être calibrés fréquemment. Le relevé a donc été exclu de l'analyse.

L'intention était d'utiliser ces données pour décrire l'évolution de la saturation en gaz car ces deux facteurs contrôlent le facteur de tortuosité, tel qu'expliqué à la section 2.3.2.2. Malheureusement, la faible quantité de données par relevé et la variabilité de la saturation ont rendu insatisfaisante toute interprétation. De plus, des calculs préliminaires ont montré une très forte variation selon la formule de tortuosité choisie. La modélisation d'émissions surfaciques a donc été abandonnée.

Malgré la faible quantité de données par relevé, l'ensemble des relevés a donné 128 porosités géoréférencées. Une carte par krigeage ordinaire a été produite étant donnée la grande qualité du variogramme. Les tableaux de données, la carte et le variogramme sont présentés à l'annexe J.

5.3 Modélisation

5.3.1 Création du maillage

La première étape dans la création du modèle numérique était la construction du maillage. Comme TOUGH-LGM n'a pas de générateur de maillage, ceci demande une certaine stratégie. Tel qu'expliqué dans l'annexe A, le nom d'un élément contient trois caractères qui peuvent être des lettres ou des chiffres suivis d'un nombre de 1 à 99. L'idée est de pouvoir déterminer facilement la position à partir du nom.

Comme ce qui est très souvent le cas, une dimension est beaucoup plus grande que l'autre. Ainsi, en utilisant les trois premiers chiffres pour décrire la longueur, les deux autres peuvent être réservés à l'élévation. Dans notre cas, tous les éléments sont des blocs de 0.4 m de haut, 0.4 m de long et 1 m de large. La largeur est perpendiculaire à l'écoulement simulé. Ainsi, on peut déterminer la position d'une maille en multipliant par 0.4 la composante du nom désirée. Comme TOUGH-LGM n'a pas de post-processeur, ce système simple est très utile.

Comme dans les exemples de construction de maillage, à l'annexe A, il est possible de créer une suite d'éléments de même dimension. Dans notre cas, ceci nous permet de définir très simplement le maillage irrégulier en identifiant le premier élément de la suite comme l'élévation de l'élément en contact avec l'atmosphère et en identifiant le nombre d'éléments incrémentés comme l'épaisseur du milieu.

Ceci simplifie la création des connexions car toutes les connexions peuvent ainsi être représentées, elles aussi, par des suites similaires. Il suffit de créer une suite par colonne et une suite par ligne. Pour simplifier encore plus, on peut créer une série

de suites universelles qui englobe toutes les possibilités de notre système de coordonnées. Les éléments inexistants seront simplement ignorés par le programme. Ensuite, deux colonnes supplémentaires d'éléments à volume nul sont ajoutées et connectées pour imposer les conditions frontières latérales. L'inexistence de connexions sur la frontière supérieure et inférieure sert de frontière à flux nul. L'annexe K montre les fichiers d'entrée de données des modèles numériques.

Trois coupes montrant l'élévation de la surface, l'élévation piézométrique et le niveau du roc ont été créés sur Microstation par l'arpenteur de la Ville, Daniel Courville. Les coupes ont été imprimées sur format grand papier et la grille correspondait au maillage désiré du modèle.

5.3.2 Modélisation des conditions initiales de la coupe du PS-FS-22

Les conditions initiales ont dû faire l'objet d'un modèle. Étant donné que l'étalement du panache avant l'advection influence le moment de l'arrivée du front au puits d'observation et la vitesse à laquelle les concentrations montent dans le puits, le panache en condition initiale doit bien représenter la réalité du terrain.

L'événement de migration latérale de l'arrêt de captage planifié pour fins d'entretien du réseau d'octobre 2003 est représenté par un front de biogaz en forme de piston débutant à une distance de 9 m de la frontière des déchets, soit entre cette frontière et le premier puits d'observation PS-MN-61. Les conditions initiales imposées dans le piston et à la frontière des déchets étaient des concentrations de biogaz pur à pression atmosphérique. Le reste du milieu et la frontière latérale extérieure étaient de l'air pur aussi à pression atmosphérique. Les conditions frontières sont fixées par les conditions initiales d'éléments inactifs.

On considère qu'il n'y a pas eu d'évènement de migration advectif majeur entre l'arrêt de captage de biogaz de 2003 et celui de 2004. Un écoulement diffusif de 8 mois simule la redistribution des forts contrastes de concentrations laissées par l'évènement de migration latérale advectif. De plus, les pressions uniformes dans le milieu se redistribuent par un mouvement gravitaire pour atteindre l'équilibre hydrostatique à une courte distance des conditions frontières de pression uniforme et après un court temps de modélisation. Nous avons supposé dans la section 2.2 que la composante d'élévation des gaz était négligeable, vu leur faible densité. TOUGH-LGM ne fait pas cette supposition. La tortuosité a été calculée dans TOUGH-LGM par (Millington and Quirk 1959) montrée à la section 2.3.2.2. en fixant le paramètre $DIFF0 = -1$ dans bloc Param, voir annexe A.

Sans autre calibration, le modèle a reproduit les observations sur le terrain dans les trois puits de surveillance le long de cette coupe. Une analyse a montré que le résultat final après 8 mois était très peu sensible à la position du piston initial. Le modèle a eu le temps d'atteindre un équilibre de concentration représenté par le profil final. La position du piston n'a influencé que le flux vers la frontière latérale atmosphérique. L'objectif de créer un profil physiquement réaliste à partir des données de terrain et des connaissances du milieu est atteint.

La disposition des données dans le fichier de sorties SAVE permet le transfert direct vers le bloc de conditions initiales INCON du fichier d'entrée de données de la modélisation suivante.

5.3.3 Calibration de la pression à partir de la coupe PS-FS-22

À partir du modèle diffusif préliminaire, la pression de la condition frontière, placée dans une suite à la toute fin des conditions initiales, est modifiée pour créer un écoulement advectif. La pression devait permettre de reproduire l'évolution de la concentration dans le PS-FS-22. La calibration de cette pression a demandé six simulations. Le résultat final est 400 Pa à la source.

Cette faible pression explique la difficulté de mesurer des pressions, même si nous considérons que le phénomène prédominant est l'écoulement advectif. Le résultat de la modélisation de cette coupe, des deux autres coupes et de l'utilisation du PS-FS-22 sont résumés dans l'article.

CHAPITRE 6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

La migration latérale et l'émission surfacique subséquente ont été étudiées au CESM. Une analyse préliminaire des données de concentration de méthane dans les puits de surveillance recueillies par la surveillance environnementale a montré que le site expérimental choisi était affecté par la migration latérale des biogaz. La migration latérale dans les dépôts meubles a été identifiée comme le facteur de risque le plus important pour ce secteur. Un relevé complet de méthane au sol sur toute la frontière potentiellement en contact avec les déchets a confirmé l'importance de ce secteur par rapport à l'ensemble du site.

Les conclusions de l'étude sont données ci-dessous selon le mode d'investigation qui a permis de les formuler. Les conclusions principales sont identifiées par le symbole «**P**» et les conclusions secondaires sont identifiées par «**S**».

1) L'analyse des émissions surfaciques

P La surface du terrain est imperméable au gaz entre la première très grosse pluie à la fin de l'été et l'infiltration suivant le dégel du printemps. Les très

grosses pluies observées en 2004 et 2005 ont saturé la surface du sol. Les pluies plus soutenues de l'automne, la température à la baisse et l'humidité de l'air à la hausse empêchent la désaturation de cette surface avant le gel, rendant cette couverture imperméable au gaz.

- S** La distribution des relevés de concentration est fortement asymétrique. Les estimations utilisant la méthode dite inverse de la distance s'approchent de la moyenne arithmétique des flux estimés, ce qui est inadéquat étant donné que la distribution est très fortement asymétrique. Les estimations utilisant le krigeage par transformé normal sont plus adéquates car très semblables aux moyennes géométriques, un estimateur plus adéquat pour des gros échantillons de données distribuées asymétriquement.
- P** La distribution des estimations d'émission est aussi asymétrique et semblable à une distribution log normale. Les estimations d'émissions varient sur un ordre de grandeur. Les émissions annuelles sont de l'ordre de centaines de tonnes de méthane.
- S** Une grande partie des émissions proviennent d'une petite surface. Les isocontours épousent souvent des formes très semblables. Ainsi, la position géographique et donc les propriétés du sol influencent fortement l'émission.
- P** L'émission surfacique des biogaz en migration latérale est négligeable comparativement au biogaz capté annuellement. L'hypothèse de Fécil (2003) concernant l'importance relative de la migration latérale est donc vérifiée et un nouveau bilan n'est donc pas nécessaire.
- S** Par contre, l'émission de gaz à effet de serre est non-négligeable. Cependant les risques pour la population causés par l'émission surfacique sont négligeables car le biogaz est dilué à l'air libre.

2) L'analyse des puits de surveillance pour les données de 2001 à 2005.

- P** Des périodes de forte migration sont associées aux arrêts annuels de maintenance.
- S** Le panache se dissipe légèrement pendant l'été. La panache de biogaz augmente globalement chaque année. Le front de biogaz pur est à moins de 25 m d'un bâtiment.

3) L'analyse des essais de pompage

- S** Les essais ont montré que le milieu est relativement perméable.
- S** Le milieu montre une forte anisotropie inversée, ce qui indique des chemins préférentiels verticaux.

4) La modélisation de l'écoulement latéral

- S** L'écoulement diffusif explique de façon réaliste le profil de concentration avant l'événement de migration dû à l'arrêt du système de captage, car le profil modélisé représentait les valeurs sur le terrain.
- S** En milieu confiné, de faibles gradients de pression créent un mouvement d'advection très important dans les dépôts meubles. Ceci explique en partie notre incapacité à mesurer des pressions dans les puits de surveillance installés dans les dépôts meubles.
- P** La simulation estime une advection de l'ordre de la tonne de méthane sur une période de 5 jours. Les émissions surfaciques annuelles sont beaucoup plus grandes que les débits simulés d'advection. La migration latérale advective est négligeable comparativement au biogaz capté annuellement,

mais elle comporte un risque d'infiltration de biogaz dans les bâtiments adjacents.

5) Les relevés de densité

- S La porosité dans les flancs du monticule est plus élevée que sur les plateaux adjacents.
- S Il existe deux populations statistiques distinctes de porosité. La porosité de la deuxième population est anormalement élevée. Elle pourrait être expliquée par l'existence de macropores due à une mauvaise compaction pendant la mise en place des dépôts.
- P L'écoulement préférentiel dans les macropores expliquerait l'ordre de grandeur des émissions surfaciques par rapport à l'écoulement advectif. Ceci pourrait aussi expliquer le lien entre les surfaces à flux élevé et les surfaces à porosité élevée observé lorsque les concentrations souterraines de méthane sont également élevées.

6.2 Recommandations

La seule recommandation principale est d'agir sur le problème de migration latérale dans les dépôts meubles dans le secteur étudié. Étant donné que les profondeurs de dépôt sont très faibles, soit de 3 à 6 mètres, le problème pourrait être remédié à faible coût. Il faut prévenir un nouvel événement majeur de migration advective dans les dépôts meubles qui pourrait transporter rapidement des quantités importantes de méthane à l'extérieur des limites du parc. L'existence d'un panache qui se diffuse cause peu de risques d'explosion, car les vitesses sont lentes et le gaz se dilue à la sortie. Ainsi, deux options se présentent pour couper la source du biogaz pour les dépôts meubles du parc:

1. La mince couche de dépôts meubles à l'intérieur du site pourrait être décapée entre la falaise de l'ancienne carrière et la clôture le long du secteur affecté. Il existe présentement un chemin à cet endroit. Ces travaux ne demandent ni suivi ni installation supplémentaire.
2. Une tranchée ventilée pourrait aussi être creusée et installée au même endroit. Une crépine horizontale installée directement sur le roc ne serait pas affectée par des tassements différentiels qui pourraient compromettre les efforts de captage. Par contre, le captage ou la ventilation doit faire l'objet d'un suivi. Cette solution est plus esthétique et donc cadre mieux avec la vocation de parc que la Ville veut donner au site.

Une autre série de mesures touchant particulièrement les arrêts de maintenance permettrait une meilleure gestion du risque pour l'ensemble du site, à savoir:

- Les arrêts du système de captage pour la maintenance annuelle devraient être cédulés en été lorsque le milieu poreux affecté par la migration est non confiné par une saturation en eau ou par le gel en surface. La période idéale serait le milieu de l'été.
- La pression barométrique devrait être suivie pendant les arrêts de captage et le captage devrait reprendre immédiatement si les pressions barométriques chutent rapidement.

Si les installations ne peuvent pas être complétées avant le prochain arrêt de maintenance, certaines autres mesures aideraient à minimiser les risques dans le secteur, à savoir:

- L'installation de détecteurs de méthane devrait être envisagée dans les bâtiments proches du panache.
- Un système de captage d'appoint devrait alimenter les puits de captage dans le secteur.

Le panache de biogaz devra continuer à être suivi après l'intervention tant que les concentrations de gaz resteront fortes. Les installations nécessaires pour faire le suivi ont été construites dans le cadre de ce projet. Étant donné qu'un dégazage important se fait pendant l'été, un relevé complet des puits multiniveaux pourrait être cédulé au printemps et à l'automne pour permettre d'évaluer l'atténuation du panache.

Si une remédiation plus rapide est désirée ou si l'on décide de réduire l'émission de gaz à effet de serre, les puits de pompage construits pour l'essai de pompage pourraient être reliés au système de captage. D'autres puits de captage pourraient également être construits. La configuration de ces puits est idéale pour le captage car la profondeur n'atteint pas la nappe et donc seulement le gaz est pompé. De plus, les deux premiers mètres ne sont pas crépinés; donc les infiltrations d'air sont limitées. Les rayons d'influence pendant l'essai de pompage atteignaient 10 m.

BIBLIOGRAPHIE

AACHIB, M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. 2004. « Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers ». *Water, Air, and Soil Pollution*. 156:1. 163-193.

AACHIB, M. 1997. *Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA*. 298p. Thèse de doctorat en génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

ALBERTY, R.A. 1983. *Physical chemistry*. New York : Wiley. 824p.

ARYA, L.M., PARIS, J.F. 1981. « Physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data ». *Soil Science Society of America Journal*. 45:6. 1023-1030.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. 2003. *Development of a model to predict the water retention curve using basic geotechnical properties*. Montréal: Éditions de l'École Polytechnique. 51p. EPM-RT-2003-01.

BAEHR, A.L., HULT, M.F. 1989. « Determination of the air-phase permeability tensor of an unsaturated zone at the Bemidji, Minnesota, research site » . *Proceedings of the technical meeting, Phoenix, Arizona*. United States : U. S. Geological Survey. P. 55-62.

BAEHR, A.L., HULT, M.F. 1991. « Evaluation of unsaturated zone air permeability through pneumatic tests » . *Water Resources Research*. 27:10. 2605-2617.

BAEHR, A.L., JOSS, C.J. 1995. « An updated model of induced airflow in the unsaturated zone » . *Water Resources Research*. 31:2. 417-421.

BARNES, D.L., MCWHORTER, D.B. 2000. « Design of soil vapor extraction systems under conditions of uncertainty » . *Ground Water*. 38:2. 209-217.

BEAR , J. 1972. *Dynamics of fluids in porous media*. New York : American Elsevier Pub. Co. 764p.

BECKETT, G.D., HUNTLEY, D. 1994. « Characterization of flow parameters controlling soil vapor extraction » . *Ground Water*. 32:2. 239-247.

BIRD, R.B., STEWART, W.E., LIGHTFOOT, E.N. 2002. *Transport phenomena*. New York, Toronto: Wiley. 895p.

BOGNER, J., SCOTT, P. 1995. *Landfill CH₄ emissions : guidance for field measurements*. Lulea, Sweden: International Energy Agency Expert Working Group Landfill Gas. 20p.

BOGNER, J.E., MEADOWS, M., CZEPIEL, P. 1997a. "Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls". *Soil Use and Management*. 13:4. 268-277.

BOGNER, J.E., SPOKAS, K.A., BURTON, E.A. 1997b. « 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*. 31 : 9. 2504-2514.

BORJESSON, G., DANIELSSON, A., SVENSSON, B.H. 2000. « Methane fluxes from a swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements » . *Environmental Science and Technology*. 34:18. 4044-4050.

BREDEHOEFT, J.D., PAPADOPULOS, I.S. 1965. « Rates of vertical groundwater movement estimated from earth's thermal profile » . *Water Resources Research*. 1:2. 328-325.

BROOKS, R.H., COREY, A.T. 1964. « Hydraulic properties of porous media » . *Colorado State University - Hydrology Papers*. 3. 27-33.

BURGER, A., RECORDON, E., BOVET, D., COTTON, L., SAUGY, B. 1985. *Thermique des nappes souterraines*. Lausanne, Suisse : Presses Polytechniques Romandes. 255p.

BUSSIÈRE, B. 1999. *Étude du comportement hydrique de couverture avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques*. 393p. Thèse de doctorat en génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

CARSLAW, H.S., JAEGER . 1959. *Conduction of heat in solids*. Oxford : Oxford University Press. 510p.

CHAPUIS, R.P. 1999. *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, Québec, 156p.

CHRISTOPHERSEN, M., KJELDSEN, P. 2001. « Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing gas migration » . *Waste Management and Research*. 19:2. 144-159.

CICERONE, R.J., OREMLAND, R.S. 1988. « Biogeochemical aspects of atmospheric methane » . *Global Biogeochemical Cycles*. 2:4. 299-327.

COREY, A.T. 1954. *Interrelation between gas and oil relative permeabilities*. Pennsylvania : Pennsylvania State University . 64p.

COREY , A.T. 1994. *Mechanics of immiscible fluids in porous media*. Highlands Ranch, Colo : Water Resources Publications. 252p.

CRAMER, S.D. 1982. *The solubility of methane, carbon dioxide, and oxygen in brines from 0° to 300° C*. United States : U.S. Bureau of Mines. 17p. Report 8706.

CRANK, J. 1979. *The mathematics of diffusion*. Oxford : Oxford University Press. 414p.

CZEPIEL, P.M., MOSHER, B., CRILL, P.M., HARRISS, R.C. 1996a.
« Quantifying the effect of oxidation on the landfill methane emissions » . *Journal of Geophysical Research*. 101:D11. 16711-16729.

CZEPIEL, P.M., MOSHER, B., HARRISS, R.C., SHORTER, J.H., MCMANUS, J.B., KOLB, C.E. et al. 1996b. « Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods » . *Journal of Geophysical Research*. 101:D11. 16711-16719.

DOMENICO, P.A., SCHWARTZ, F.W. 1990. *Physical and chemical hydrogeology*. New York, Toronto : Wiley. 824p.

DORSEY, N.E. 1968. *Properties of ordinary water-substance in all its phases: water-vapor, water, and all the ices*. New York : Hafner Pub. Co. 673p.

DROUIN, L. 1995. « Effets des biogaz des sites d'enfouissement sur la santé de la population et implications législatives » . *17th Canadian Waste Management Conference*. Québec, Québec, Canada : National Research Council of Canada. P. 1-39.

EDWARDS, K.B., JONES, L.C. 1994. « Air permeability from pneumatic tests in oxidized till » . *Journal of Environmental Engineering*. 120:2. 329-347.

ELLERD, M.G., MASSMANN, J.W., SCHWAEGLER, D.P., ROHAY, V.J. 1999. « Enhancements for passive vapor extraction: The Hanford study » . *Ground Water*. 37:3. 427-437.

FALTA, R.W. 1996. « Program for analyzing transient and steady-state soil gas pump tests » . *Ground Water*. 34:4. 750-755.

- FALTA, R.W., JAVANDEL, I., PRUESS, K., WITHERSPOON, P.A. 1989.
« Density-driven flow of gas in the unsaturated zone due to the evaporation of volatile organic compounds » . *Water Resources Research*. 25:10. 2159-2169.
- FASOLT, B., RAMTHUN, A., SCHNEIDER, J. 1995. « Determination of the gas emission flux from landfills by concentration measurement of CH₄ and CO₂ in top layer » . *Proceedings Sardinia 1995 - Fifth International Landfill Symposium*. Cagliari, Sardinia, Italy : Environmental Sanitary Engineering Centre. 3, P. 507-516.
- FÉCIL, B., HÉROUX, M., GUY, C. 2003. « Development of a method for the measurement of net methane emissions from MSW landfills » . *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Sardinia, Italy : Environmental Sanitary Engineering Centre. P. 1-10.
- FÉCIL, B. 2003. *Calibration d'un modèle de production du méthane sur un lieu d'enfouissement basée sur un bilan de matière de méthane*. 169p. Mémoire de maîtrise en génie chimique, École Polytechnique de Montréal.
- FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. 1979. *Groundwater*. Englewood Cliffs, N.J : Prentice-Hall. 604p.
- GPR, GÉOPHYSIQUE INTERNATIONAL INC. 1990. *Programme d'exploration géotechnique, géophysique et hydrogéologique en périphérie du centre de tri et d'élimination des déchets*. Montréal : Ville de Montréal. 143p. M-89001.

HEROUX, M., GUY, C. 2005. « Influence of weather parameters on landfill surface emissions » . *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Sardinia, Italy : Environmental Sanitary Engineering Centre. P. 1-9.

HEROUX, M., TURCOTTE, L. « Control and monitoring of landfill gas underground migration at the city of Montreal sanitary landfill site » . *90th Annual Air and Waste Management Association Meeting and Exhibition*. Toronto, Ontario, Canada : Air and Waste Association. P. 1-14.

HOLZBECHER, E.O. 1998. *Modeling density-driven flow in porous media principles, numerics, software*. Berlin : Springer. 286p.

INGEBRITSEN, S.E., SANFORD, W.E. 1998. *Groundwater in geologic processes*. Cambridge : Cambridge University Press. 341p.

JOHNSON, P.C., STANLEY, C.C., KEMBLOWSKI, M.W., BYERS, D.L., COLTHART, J.P. 1990a. « A practical approach to the design, operation, and monitoring of in situ soil-venting systems » . *Ground Water Monitoring Review*. 10:2. 159-178.

JOHNSON, P.C., KEMBLOWSKI, M.W., COLTHART, J.D. 1990b.
« Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting » . *Ground Water*. 28:3. 413-429.

JOSS, C.J., BAEHR, A.L. 1997. *Documentation of AIR2D, a computer program to simulate two-dimensional axisymmetric air flow in the unsaturated zone*. Reston, VA : U. S. Geological Survey. 106p.

KEARL, P.M., ZINKL, R.J., DEXTER, J.J., CRONK, T. 1990. «Air permeability measurements of the unsaturated Bandelier Tuff near Los Alamos, New Mexico » . *Journal of Hydrology*. 117:1-4. 225-240.

KJELDSSEN, P., FISCHER, E.V. 1995. « Landfill gas migration - field investigations at Skellingsted Landfill, Denmark » . *Waste Management & Research* . 13:5. 467-484.

KOVÁCS, G. 1980. *Seepage hydraulics*. Amsterdam, New York : Elsevier. 730p.

KREAMER, D.K., WEEKS, E.P., THOMPSON, G.M. 1988. « A field technique to measure the tortuosity and sorption-affected porosity for gaseous diffusion of materials in the unsaturated zone with experimental results from near Barnwell, South Carolina » . *Water Resources Research*. 24:3. 331-341.

KRUSEMAN, G.P., DE RIDDER, N.A., VERWEIJ, J.M. 1990. *Analysis and evaluation of pumping test data*. Wageningen, Netherlands : International Institute for Land Reclamation and Improvement. 377p.

LAI, S.-H., TIEDJE, J.M., ERICKSON, A.E. 1976. « In situ measurement of gas diffusion coefficient in soils » . *Soil Science Society of America*. 40:3-6.

LEFEBVRE, R. 1994. *Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles*. 412p. Thèse de doctorat en génie géologique, Université Laval.

LEFÈBVRE, R. 2003. *Écoulement multiphase en milieux poreux*. 350p. Notes de cours GEO-9602, Institut National de Recherche Scientifique - Eau Terre Environnement .

LIVINGSTON, G. P., 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*. Sous la direction de P.A. Matson et R.C. Harriss . Oxford : Blackwell Science Ltd. pp. 14-51.

MARTEL, R., TREPANIER, L., LAVIGNE, M.-A., LEVESQUE, B., SANFACON, G., BROUSSEAU, P. et al. 2004b. « Carbon monoxide poisoning associated with blasting operations close to underground enclosed spaces. Part 2. Special working procedures to minimize CO migration » . *Canadian Geotechnical Journal*. 41:3. 383-391.

MARTEL, R., TREPANIER, L., LEVESQUE, B., SANFACON, G., BROUSSEAU, P., LAVIGNE, M.-A. et al. 2004a. « Carbon monoxide poisoning associated with blasting operations close to underground enclosed spaces. Part 1. CO production and migration mechanisms » . *Canadian Geotechnical Journal*. 41:3. 371-382.

MARTINEZ, M.J., NILSON, R.H. 1999. « Estimates of barometric pumping of moisture through unsaturated fractured rock » . *Transport in Porous Media*. 36:1. 85-119.

MASSMANN, J.W. 1989. « Applying groundwater flow models in vapor extraction system design » . *Journal of Environmental Engineering*. 115:1. 129-149.

MASSMANN, J., FARRIER, D.F. 1992. « Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone » . *Water Resources Research*. 28:3. 777-791.

MASSMANN, J., JOHNSON, L. 2001. « Exercises illustrating flow in porous media » . *Ground Water*. 39:4. 499-503.

MASSMANN, J.W., MADDEN, M. 1994. « Estimating air conductivity and porosity from vadose-zone pumping tests » . *Journal of Environmental Engineering*. 120:2. 313-328.

MCOMBER, R.M., MOORE, C.A., BEATTY, B.W. 1982. « Field evaluation of methane migration predictions » . *Canadian Geotechnical Journal* . 19 : 3. 239-249.

MCWHORTER, D.B. 1990. « Unsteady radial flow of gas in the vadose zone » . *Journal of Contaminant Hydrology*. 5: 3. 297-314.

MCWHORTER, D.B., SUNADA, D.K. 1990. « Exact integral solutions for two-phase flow » . *Water Resources Research*. 26:3. 399-413.

METCALFE, D.E., FARQUHAR, G.J. 1987. « Modeling gas migration through unsaturated soils from waste disposal sites » . *Water, Air and Soil Pollution*. 32:1-2. 247-259.

MISHRA, S., PARKER, J.C., SINGHAL, N. 1989. « Estimation of soil hydraulic properties and their uncertainty from particle size distribution data » . *Journal of Hydrology*. 108:1-4. 1-18.

MUALEM, Y. 1976. « New model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media » . *Water Resources Research*. 12:3. 522-513.

NASTEV, M. 1998. *Modeling landfill gas generation and migration in sanitary landfills and geological formations*. 373p. Thèse de doctorat en génie géologique, Université Laval.

NICOT, J.P. 1995. *Characterization of gas transport in a playa subsurface Pantex Site, Amarillo, Texas*. 179p. Mémoire de maîtrise en génie géologique, The University of Texas at Austin.

NILSON, R.H., PETERSON, K.H., LIE, K.H., BURKHARD, N.R., HEARST, J.R. 1991 . « Atmospheric pumping; a mechanism causing vertical transport of contaminated gases through fractured permeable media » . *Journal of Geophysical Research, B, Solid Earth and Planets*. 96:13. 21933-21948.

PARKER, J.C. 1989. « Multiphase flow and transport in porous media » . *Reviews in Geophysics*. 27:3. 311-328.

PARKIN, T.B., ROBINSON, J.A. 1993. « Statistical evaluation of median estimators for lognormally distributed variables » . *Soil Science Society of America Journal*. 57:317-323.

PRUESS, K. 1991. *TOUGH2-A general-purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat flow*. Berkeley, California : University of California. 102p.

RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. 1985. « Prediction of soil water properties for hydrology modeling » . *Watershed Management in the Eighties. Proceedings of the Symposium held in conjunction with the ASCE Convention*. Denver, CO, USA : ASCE. P. 293-299.

REID, R.C., PRAUSNITZ, J.M., POLING, B.E. 1987. *The properties of gases and liquids*. New York : McGraw-Hill. 741p.

ROCHETTE, P., ELLERT, B., GREGORICH, E.G., DESJARDINS, R.L., PATTEY, E., LESSARD, R. et al. 1997. « Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques » . *Canadian Journal of Soil Science*. 77:195-203.

ROJSTACZER, S., TUNKS, J.P. 1995. « Field-based determination of air diffusivity using soil air and atmospheric pressure time series » . *Water Resources Research*. 31:12. 3337-3343.

ROLSTON, D. E. 1986. « Gas diffusivity » . IN *Methods of Soil Analysis*. Sous la direction de A. Klute. Madison, Wisconsin, USA : American Society of Agronomy- Soil Science Society of America. pp. 1089-1102.

ROSSABI, J., FALTA, R.W. 2002. « Analytical solution for subsurface gas flow to a well induced by surface pressure fluctuations » . *Ground Water*. 40:1. 67-75.

ROSSABI, J., RIHA, B.D. 2002. *Passive control of VOCs using valved well heads*. Springfield, VA : National Ground Water Publishing Co. WSRC-TR-94-0524.

SHAN, C., FALTA, R.W., JAVANDEL, I. 1992. « Analytical solutions for steady state gas flow to soil vapor extraction well » . *Water Resources Research*. 28:4. 1105-1120.

SHAN, C. 1995. « Analytical solutions for determining vertical air permeability in unsaturated soils » . *Water Resources Research*. 31:9. 2193-2200.

SPOKAS, K., GRAFF, C. 2002. *Examination of the landfill methane balance at the Lapouyaude landfill site*. Limay, France : Centre de Recherches pour l'Environnement l'Energie et le Déchets (CREED). W06000213.

SPOKAS, K., GRAFF, C., MORCET, M., ARAN, C. 2003a. « Implications of the spacial variability of landfill emission rates on geospatial analyses » . *Waste Management Research*. 23:7. 599-607.

SPOKAS, K., GRAFF, C., MORCET, M., ARAN, C. 2003b. « Determining whole landfill emission rates from geostatistical models » . *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Sardinia, Italy : Environmental Sanitary Engineering Centre. P. 599-607.

SU, C., BROOKS, R.H. 1980. « Water retention measurement for soils » . *ASCE Journal of the Irrigation and Drainage Division*. 106:105-112.

THORSTENSON, D.C., POLLOCK, D.W. 1989. « Gas transport in unsaturated zones: Multicomponent systems and the adequacy of Fick's laws » . *Water Resources Research*. 25:3. 477-507.

TODD, D.K. 1980. *Groundwater Hydrology*. 2nd edition, New York : Wiley. 535p.

TOPP, E., PATTEY, E. 1997. « Soils as sources and sinks for atmospheric methane » . *Canadian Journal of Soil Science*. 77:167-178.

VAN GENUCHTEN, M.TH. 1980. « Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils » . *Soil Science Society of America Journal*. 44:5. 892-898.

VAN GENUCHTEN, M.TH., LEIJ, F.J., YATES, S.R. 1992. *The RECT code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. United States : US EPA. 10p. EPA/600/S2-92/065.

WARRICK, A.W. 2002. *Soil Physics Companion*. Boca Raton, Fla : CRC Press. 389p.

WEAVER, J.W., CHARBENEAU, R.J., LIEN, B.K., PROVOST, J.B. 1994. *The hydrocarbon spill screening model (HSSM)*. United States : United States Environmental Protection Agency. 212p. EPA/600/R-94/039a.

WEEKS, E.P. 1978. *Field determination of vertical permeability to air in the unsaturated zone*. United States : United States Geological Survey. 41p. paper 1051.

WILLIAMS, G.M., AITKENHEAD, N. 1991. « Lessons from Loscoe; the uncontrolled migration of landfill gas » . *The Quarterly Journal of Engineering Geology*. 24:2. 191-207.

WILLIAMS, G.M., WARD, R.S., NOY, D.J. 1999. « Dynamics of landfill gas migration in unconsolidated sands » . *Waste Management and Research*. 17:5. 327-342.