



MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS PHYSIQUES  
AFFECTANT LE COMPORTEMENT DES HALDES À STÉRILES  
PRODUISANT DU DRAINAGE MINIER ACIDE

Par

BELKACEM LAHMIRA

Thèse présentée pour l'obtention du grade  
de philosophiae doctor (Ph.D) en Sciences de la terre





MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS PHYSIQUES  
AFFECTANT LE COMPORTEMENT DES HALDES À STÉRILES  
PRODUISANT DU DRAINAGE MINIER ACIDE

Par

**BELKACEM LAHMIRA**

Thèse présentée pour l'obtention du grade  
de philosophiae doctor (Ph.D) en Sciences de la Terre

**Jury d'évaluation**

Directeur de recherche	<b>René Lefebvre</b> Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, 490, rue de la Couronne Québec (Québec) G1K 9A9
Codirecteur de recherche	<b>Michel Aubertin</b> École polytechnique de Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines (CGM), 2500 ch. de Polytechnique, Montréal (Québec) H3T 1J4
Codirecteur de recherche	<b>Bruno Bussière</b> Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4
Examineur interne et président du jury	<b>Normand Tassé</b> Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement, 490, rue de la Couronne Québec (Québec) G1K 9A9
Examineur externe	<b>John Molson</b> Université Laval, Département de géologie et génie géologique, 1065, Av. de la Médecine, Québec (Québec) G1V 0A6
Examineur externe	<b>Ann Lamontagne</b> Golder Associés Ltée, 9200, boul. de l'Acadie, Montréal (Québec) H4N 2T2



## RÉSUMÉ

Les haldes à stériles sont des systèmes hétérogènes où l'écoulement multiphasique prend place. Ces conditions peuvent mener à la formation du drainage minier acide (DMA). Ces systèmes se caractérisent par une granulométrie très étalée et une structure interne complexe. La méthode d'extraction des matériaux est à l'origine de leur hétérogénéité alors que la complexité de la structure interne des haldes est causée principalement par la méthode de construction et la topographie du lieu. De plus, les propriétés des matériaux peuvent évoluer dans le temps, notamment à cause du processus d'oxydation des minéraux sulfureux qui modifie la granulométrie et la porosité du milieu et par conséquent les propriétés hydriques (perméabilité) des matériaux. Ces particularités des haldes à stériles font en sorte qu'une caractérisation complète de ces systèmes est une tâche difficile. De plus, les mécanismes impliqués dans la production du DMA sont nombreux : réaction d'oxydation des sulfures, réactions chimiques, écoulement des fluides (eau, gaz), apport d'oxygène, transport de masse et transfert de chaleur. Ces mécanismes sont couplés (interdépendants) et leur interaction ne peut pas être analysée en détail en étudiant chaque phénomène séparément. De plus, la complexité du système est augmentée par les variations journalières et saisonnières des conditions externes exercées sur la halde (précipitations, température et pression atmosphérique).

L'objectif global de cette recherche doctorale est de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité des haldes à stériles sur les processus physiques impliqués dans la production de DMA. L'approche utilisée repose sur la modélisation numérique. Les aspects particuliers abordés dans cette thèse sont les suivants : (1) l'effet des conditions atmosphériques (température, pression atmosphérique) sur l'écoulement du gaz dans les haldes à stériles (cas particulier de la mine Sullivan); (2) l'effet des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) et de la méthode de construction (anisotropie) sur les processus physiques impliqués dans la formation de DMA (particulièrement l'écoulement des fluides et l'apport d'oxygène); (3) l'évolution des propriétés des matériaux et son impact sur le taux de génération de DMA et le comportement global d'une halde à long terme (cas particulier de la mine Doyon). Les modélisations réalisées pour

aborder les aspects 1 et 3 sont basées sur des sites spécifiques, respectivement les haldes des mines Sullivan et Doyon, tandis que l'aspect 2 a été couvert en réalisant des modélisations pour des conditions génériques, mais inspirées de celles rencontrées à la mine Doyon.

En relation avec l'aspect 1, la modélisation a montré que même pour une halde recouverte d'une couverture de till, la convection thermique des gaz était un mécanisme important. L'amplitude et le sens (vers le haut ou le bas) de la convection des gaz dans une halde dépendent de la flottabilité du gaz dans la halde par rapport à l'air atmosphérique, selon la différence de densité du gaz dans la halde par rapport à celle de l'air atmosphérique. Dans le cas de la halde de la mine Sullivan où le gaz de la halde et l'air ont des masses molaires équivalentes, cette différence de densité dépend directement, et presque exclusivement, de la différence de température entre l'intérieur de la halde et l'air atmosphérique. L'écoulement du gaz dans les haldes (principalement le sens d'écoulement) n'est pas affecté par les changements de la pression atmosphérique qui ont peu d'effet (non significatif) sur les densités du gaz dans la halde et de l'air atmosphérique.

En relation avec l'aspect 2, on a observé que l'hétérogénéité physique liée à un empilement aléatoire de matériaux aux propriétés distinctes induit des chemins d'écoulement préférentiels d'eau et de gaz. L'écoulement de l'eau est concentré dans les matériaux fins. Le matériau fin maintient un degré élevé de saturation en eau, ce qui lui donne une conductivité hydraulique effective plus grande que celle du matériau plus grossier qui a un faible degré de saturation. À l'opposé, l'écoulement du gaz se fait généralement à travers le matériau grossier à cause de sa plus forte saturation en gaz et de sa conductivité effective au gaz plus élevée que celle du matériau fin. En plus de l'hétérogénéité, l'anisotropie induite par les modes de construction des haldes s'est révélée avoir un effet important sur la circulation des gaz. L'anisotropie est le facteur dominant par rapport à l'intensité des cellules de convection et l'importance de leur contribution à l'apport d'oxygène à l'intérieur de la halde. En ce qui concerne l'hétérogénéité chimique (représentée ici par deux réactivités différentes), ses effets principaux semblent être un fort étalement du front d'oxydation à l'intérieur de la halde ainsi que des variations prononcées

du taux d'oxydation d'un endroit à l'autre selon la présence ou non des matériaux réactifs. Cependant, les différentes réactivités des matériaux peuvent être représentées par une réactivité équivalente (moyenne) dans un modèle, sans affecter grandement le comportement global de la halde. Au contraire, l'utilisation de propriétés homogènes équivalentes n'est pas valable pour représenter l'effet de l'hétérogénéité physique, puisque l'écoulement préférentiel et la distribution des fluides au sein de la halde sont fortement contrôlés par les propriétés capillaires des matériaux. Les couches compactées créées lors de la construction des haldes à stériles affectent aussi grandement l'écoulement des fluides. Ces couches retiennent plus d'eau au sein de la halde, ce qui leur permet de jouer le rôle d'une barrière capillaire. Malgré cette particularité, les couches compactées n'arrêtent pas la convection du gaz et la génération de DMA, mais plutôt subdivisent la cellule de convection principale des gaz en plusieurs cellules de convection selon le nombre de couches compactées présentes dans la halde.

Finalement, au niveau de l'aspect 3, le suivi à long terme du comportement des haldes (cas particulier de la halde sud de la mine Doyon) a permis de conclure que la vie de cette halde passe par plusieurs périodes. La 1<sup>ère</sup> période correspond à une oxydation et une production de DMA en augmentation continue jusqu'à l'atteinte d'un maximum. La 2<sup>e</sup> phase montre un taux d'oxydation stable à la valeur maximale. La 3<sup>e</sup> phase est la période de vieillesse qui se caractérise par une diminution progressive du taux d'oxydation. Dans le cas de la mine Doyon, la cause principale de cette diminution du taux global d'oxydation a été attribuée à l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps. Cette évolution implique une diminution de la perméabilité des matériaux qui deviennent de plus en plus fins à cause de leur altération reliée à l'oxydation et de la précipitation de minéraux secondaires dans les pores. Cette situation fait augmenter la saturation en eau dans la halde, ce qui résulte en une diminution de l'espace poreux réservé à l'écoulement d'air et à un apport d'oxygène réduit.

Les résultats obtenus dans cette thèse ont nettement amélioré notre compréhension des processus physiques impliqués dans la génération de DMA en relation avec l'hétérogénéité et l'anisotropie des haldes à stériles. Ces résultats sont d'intérêt pratique pour la construction des futures haldes et pour la conception de plans de gestion et

d'aménagement mieux adaptés aux processus impliqués, particulièrement en relation avec la circulation des gaz et l'apport d'oxygène. Cette thèse n'a cependant pas exploré toutes les conditions et propriétés qui peuvent être présentes dans les haldes à stériles. Ainsi, les résultats des travaux sont applicables en particulier aux haldes formées de matériaux perméables à l'intérieur desquelles l'apport d'oxygène par convection thermique est dominant. De plus, les travaux de simulation sur les effets de l'hétérogénéité ont employé des simplifications dans la distribution spatiale des matériaux et leur hétérogénéité. Ainsi, d'autres comportements que ceux simulés sont probables sous les conditions particulières des haldes, surtout par rapport à leur structure interne et aux propriétés de leurs matériaux. Enfin, les travaux sur l'effet des conditions atmosphériques sur les échanges de gaz et sur l'évolution dans le temps du comportement relié à une réduction progressive de perméabilité sont limités à un seul site dans chaque cas. Ainsi, bien que nos travaux montrent la nature des processus qui peuvent agir dans ces deux sites, ce qui peut aider à comprendre d'autres sites, il est probable que des conditions différentes amènent des comportements qui n'ont pas été reproduits par nos simulations numériques.



## *Remerciements*

*À l'éponnée de ce travail, je tiens particulièrement à exprimer mes vifs remerciements, à mes parents qui ont contribué à la concrétisation de mon avenir, de part leur affection et leurs sacrifices. Toutes mes profondes grâtes leur sont exprimées.*

*Je remercie sincèrement mon directeur de recherche, Professeur: René Lefebvre qui n'a épargné aucun effort dans le suivi de ma formation, ses conseils, son encadrement et son approche malgré ses multiples occupations.*

*Je remercie également mes co-directeurs, Professeurs: Michel Aubertin et Bruno Bussière pour leur codirection et leurs conseils.*

*Belkacem Lahmira*



## *Dédicace*

*Un miroir ne se souvient de rien, Ni des regards, Ni des sourires...  
Mais ton enfant, Chère Maman, Se souviendra toujours de tes  
Regards, De tes sourires, De ton amour !*

*Pour toi Maman, je dédie ce travail, c'est le fruit de ma jeunesse.*

*Belkacem Lahmira*



## TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	III
REMERCIEMENTS .....	VII
DÉDICACE .....	IX
TABLES DES MATIÈRES .....	XI
LISTE DES TABLEAUX .....	XV
LISTE DES FIGURES .....	XVII
LISTE DES SYMBOLES .....	XXI
<b>CHAPITRE 1 .....</b>	<b>3</b>
<b>INTRODUCTION</b>	
1.1 PROBLÉMATIQUE .....	3
1.2 OBJECTIFS GÉNÉRAUX .....	5
1.3 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET MÉTHODOLOGIE .....	6
1.4 ORGANISATION DE LA THÈSE ET CONTRIBUTION DES AUTEURS .....	11
<b>CHAPITRE 2 .....</b>	<b>15</b>
<b>REVUE DE LITTÉRATURE</b>	
2.1 INTRODUCTION .....	15
2.2 FORMATION, PRÉVENTION ET CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE .....	22
2.2.1 Oxydation des sulfures et production de DMA .....	23
2.2.2 Mécanismes de neutralisation .....	27
2.2.3 Développement et évolution du drainage minier acide .....	28
2.2.4 Prévention et contrôle .....	30
2.3 CARACTÉRISATION DES HALDES À STÉRILES .....	31
2.4 PROCESSUS DE TRANSFERT .....	37
2.4.1 Processus géochimiques .....	37
2.4.1.1 <i>Transfert de masse</i> .....	37
2.4.1.2 <i>Processus affectant le taux de réaction</i> .....	38
2.4.2 Processus physiques .....	39
2.4.2.1 <i>Écoulement multiphase des fluides</i> .....	40
2.4.2.2 <i>Particularités d'écoulement de l'eau en milieu hétérogène partiellement saturé</i> .....	42
2.4.2.3 <i>Mécanismes de transport d'oxygène</i> .....	48
2.4.2.4 <i>Transfert de chaleur</i> .....	51
2.5 INTERACTION DES PROCESSUS PHYSICO-CHIMIQUES .....	53
2.6 MODÉLISATION NUMÉRIQUE .....	56
2.6.1 Introduction .....	56
2.6.2 Applications antérieures de la modélisation numérique au drainage minier acide .....	59
2.6.3 TOUGH AMD – modèle numérique du drainage minier acide .....	63

2.6.3.1	<i>Principe du modèle de noyau de réaction</i> .....	66
2.6.3.2	<i>Formulation numérique du modèle de noyau de réaction</i> .....	68
2.6.3.3	<i>Formulation mathématique de TOUGH AMD</i> .....	72
2.6.3.4	<i>Discrétisation dans l'espace et dans le temps par la méthode des différences finies intégrales</i> .....	76

**CHAPITRE 3.....85**  
**NUMERICAL MODELING OF REVERSALS IN GAS FLOW DIRECTIONS IN THE NO. 1 SHAFT WASTE ROCK DUMP, SULLIVAN MINE, B.C., CANADA**

ABSTRACT .....	85
3.1 INTRODUCTION.....	86
3.2 NUMERICAL MODELING OF GAS FLOW IN WASTE ROCK DUMPS .....	87
3.2.1 General waste rock dump modeling approach .....	87
3.2.2 Simplifying assumptions for the No. 1 Shaft Dump modeling .....	89
3.3 NUMERICAL MODEL DEVELOPMENT AND VALIDATION.....	90
3.3.1 Numerical modeling program.....	90
3.3.2 Numerical model conditions.....	91
3.3.3 Model calibration and validation.....	97
3.3.4 Transient conditions .....	99
3.4 SIMULATED GAS FLOW BEHAVIOR.....	100
3.4.1 Gas buoyancy and pneumatic potential controlling gas flow.....	100
3.4.2 Gas flow in the dump at low and high temperature.....	103
3.4.3 Role of the toe drain/pipe and till cover (cases without a pipe or till cover)..	105
3.4.4 Simulated pneumatic potential .....	108
3.4.5 Gas flow conceptual model .....	111
3.5 CONCLUSIONS.....	115

**CHAPITRE 4.....121**  
**EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 1 – EFFET DE L'ANISOTROPIE RELIÉE AU MODE DE CONSTRUCTION**

RÉSUMÉ .....	121
4.1 INTRODUCTION.....	120
4.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE.....	124
RÉSULTATS DE LA SIMULATION NUMÉRIQUE POUR LE CAS DE BASE (C) .....	131
4.3.1 Circulation de liquide .....	132
4.3.2 Circulation de gaz.....	133
4.3.3 Transfert d'oxygène.....	134
4.3.4 Transfert de chaleur .....	135
4.3.5 Réactivité et pyrite oxydée .....	139
4.3.6 Évolution des conditions moyennes dans le temps .....	140
4.4 MODÈLE CONCEPTUEL .....	143
4.5 CONCLUSIONS.....	146

**CHAPITRE 5 .....155**  
**EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT**  
**DANS LES HALDES À STÉRILES : 2 – EFFET DE LA DISTRIBUTION DES**  
**PROPRIÉTÉS**

RÉSUMÉ .....	155
5.1 INTRODUCTION .....	156
5.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE.....	158
5.3 RÉSULTATS DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES .....	167
5.3.1 Effet de la distribution spatiale aléatoire des matériaux.....	167
5.3.2 Effet de l'étalement des propriétés des matériaux.....	172
5.3.2.1 Conditions et processus de transfert dans la halde .....	172
5.3.2.2 Évolution des conditions moyennes dans le temps .....	177
5.4 CONCLUSIONS.....	180

**CHAPITRE 6 .....185**  
**EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT**  
**DANS LES HALDES À STÉRILES : 3 – EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ**  
**CHIMIQUE ET DES BANCS COMPACTÉS**

RÉSUMÉ .....	185
6.1 INTRODUCTION .....	186
6.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE.....	188
6.3 SIMULATIONS NUMÉRIQUES .....	195
6.3.1 Hétérogénéité physique – cas de référence .....	195
6.3.2 Hétérogénéité chimique.....	198
6.3.2.1 Conditions et processus de transfert dans la halde .....	198
6.3.2.2 Évolution des conditions moyennes dans le temps .....	202
6.3.3 Effet des couches compactées .....	205
6.3.4 Impact des effets combinés .....	206
6.3.5 Évolution des conditions moyennes dans le temps .....	207
6.4 CONCLUSIONS.....	210

**CHAPITRE 7 .....215**  
**MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS**  
**UNE HALDE À STÉRILES SUBISSANT L'ÉVOLUTION TEMPORELLE DES**  
**PROPRIÉTÉS DE SES MATÉRIAUX**

RÉSUMÉ .....	215
7.1 INTRODUCTION .....	216
7.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE.....	218
7.3 SIMULATIONS NUMÉRIQUES .....	224
7.3.1 Calage du modèle numérique.....	225
7.3.2 Conditions et processus de transfert simulés.....	228
7.3.3 Effet potentiel du remodelage de la surface ou du recouvrement de la halde par une membrane imperméable .....	232

7.3.4 Évolution des conditions moyennes dans le temps .....	237
7.4 SIMULATION DU DRAINAGE DE LA HALDE .....	240
7.5 CONCLUSIONS .....	242

**CHAPITRE 8.....249**  
**CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET RECOMMANDATIONS**

**LISTE DES RÉFÉRENCES .....259**

**LISTES DES ANNEXES .....281**

**ANNEXE 1**

NUMERICAL SIMULATION OF PHYSICAL PROCESSES RELATED TO HEAP LEACHING OF SULPHIDES WITH UPWARD AIR INJECTION.

**ANNEXE 2A**

MODELING THE INFLUENCE OF HETEROGENEITY AND ANISOTROPY ON PHYSICAL PROCESSES IN ARD-PRODUCING WASTE ROCK PILES.

**ANNEXE 2B**

SULLIVAN MINE FATALITIES INCIDENT: NUMERICAL MODELING OF GAS TRANSPORT AND REVERSAL IN GAS FLOW

**ANNEXE 3 -ANNEXE DU CHAPITRE 3**

NUMERICAL MODELING OF GAS FLOW IN THE NO. 1 SHAFT WASTE ROCK DUMP, SULLIVAN MINE, B.C., CANADA

**ANNEXE 4 - ANNEXE DU CHAPITRE 4**

EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 1 – EFFET DE L'ANISOTROPIE RELIÉE AU MODE DE CONSTRUCTION

**ANNEXE 5 - ANNEXE DU CHAPITRE 5**

EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 2 – EFFET DE LA DISTRIBUTION DES PROPRIÉTÉS

**ANNEXE 6 - ANNEXE DU CHAPITRE 6**

EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 3 – EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ CHIMIQUE ET DES COUCHES COMPACTÉES

**ANNEXE 7 - ANNEXE DU CHAPITRE 7**

MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS UNE HALDES À STÉRILES SUBISSANT L'ÉVOLUTION TEMPORELLE DES PROPRIÉTÉS DE SES MATÉRIAUX HÉTÉROGÈNES

**ANNEXE 8**

DISQUE COMPACT



## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Organisation de la thèse et contribution des auteurs.....	12
Tableau 2.1. Caractéristiques des haldes à stériles et des rejets de concentrateur.....	30
Tableau 2.2. Facteurs contrôlant la migration du DMA .....	30
Tableau 2.3. Réactions géochimiques et transfert de masse.....	37
Tableau 2.4. Comparaison entre le transfert de chaleur par conduction et par advection .....	53
Tableau 2.5. Modèle numérique et approches scientifiques (MEND 2.21.4).....	56
Tableau 2.6. Système de phases, composants et variables dans TOUGH AMD.....	75
Tableau 2.7. Propriétés physiques nécessaires pour l'usage de TOUGH AMD .....	80
Tableau 2.8. Propriétés des haldes à stériles de Doyon (Québec, Canada), Nordhalde (Ronnenberg, Allemagne), Questa (Nouveau-Mexique, USA) et Grasberg (Irian Jaya, Indonésie).....	81
Tableau 3.1. Temperature and pressure conditions with corresponding pneumatic potential.....	96
Tableau 3.2. Material properties .....	96
Tableau 3.3. Summary of monitored conditions in boreholes .....	112
Tableau 4.1. Perméabilités et propriétés capillaires des matériaux utilisés pour représenter le modèle hétérogène du cas de base (C) et son modèle homogène équivalent.....	130
Tableau 4.2. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz pour l'ensemble de matériaux utilisés dans le modèle hétérogène du cas de base (C) et le modèle homogène équivalent.....	131
Tableau 4.3. Conductivité hydraulique effective ( $K_e$ ) calculée à saturation en eau moyenne (SEM) suivant la distribution spatiale du tirage T3 pour le système hétérogène du cas de base (C) et son système homogène équivalent.....	132
Tableau 4.4. Conditions moyennes dans la halde après 10 ans de simulation.....	145
Tableau 5.1. Propriétés des quatre types de matériaux considérés dans quatre cas de simulation.....	161
Tableau 5.2. Propriétés du système homogène équivalent aux systèmes hétérogènes du tableau 5.1 suivant le cas de simulation considéré.....	161
Tableau 5.3. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz utilisées dans les cas A, B, C et D.....	162
Tableau 5.4. Conductivité hydraulique effective $K_e$ (m/s) calculée à saturation en eau moyenne (SEM) des différents matériaux suivant la distribution spatiale T3 des matériaux.....	167
Tableau 6.1. Propriétés des matériaux utilisées dans le modèle .....	193
Tableau 6.2. Conductivités hydrauliques effectives ( $K_e$ ) calculées à saturation en eau moyenne (SEM).....	193
Tableau 6.3. Propriétés des matériaux compactés utilisées dans le modèle pour .....	193
Tableau 6.4. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz pour l'ensemble de matériaux .....	194

Tableau 6.5. Conditions moyennes après 10 ans de simulation pour les cas E1 et E2 en comparaison avec le cas de référence (C) .....	204
Tableau 6.6. Conditions moyennes après 10 ans de simulation pour les cas (F2) et (G) en comparaison aux cas (E1) et le cas de base (C) .....	209
Tableau 7.1. Propriétés de matériaux utilise dans le modèle numérique basées sur les travaux de Lefebvre 1994.....	223
Tableau 7.2. Évolution progressive de la perméabilité des matériaux utilisés dans le modèle .....	226
Tableau 7.3. Conditions moyennes dans la halde .....	238

## LISTE DES FIGURES

Figure 2.1. Représentation schématique des éléments de la structure interne d'une halde construite sur un terrain plat, en deux bancs principaux.....	17
Figure 2.2. Processus global de l'oxydation de la pyrite .....	25
Figure 2.3. Étapes de la formation de DMA.....	27
Figure 2.4. Processus de formation de DMA.....	29
Figure 2.5. Modèle conceptuel des principaux processus physiques agissant dans les haldes à stériles .....	39
Figure 2.6. Courbes de perméabilité relative et pression capillaire en fonction de la saturation en liquide.....	42
Figure 2.7. Fonction hydraulique schématisées.....	44
Figure 2.8. Mécanismes de transport d'oxygène.....	49
Figure 2.9. Lien entre l'oxydation de la pyrite et les mécanismes d'approvisionnement en oxygène.....	55
Figure 2.10. Les processus couplés affectant la production de drainage minier acide.....	55
Figure 2.11. Triangle de Burland tiré et modifié de Geo-Slope 2004 .....	57
Figure 2.12. Modèle de noyau de réaction utilisé dans TOUGH AMD (Lefebvre 1994) .....	66
Figure 2.13. Facteur géométrique en fonction de la fraction de pyrite non oxydée .....	71
Figure 2.14. Discrétisation du domaine dans l'espace et paramètres géométriques pour la méthode des différences finies intégrales .....	76
Figure 3.1. Location of Section 0+525 used to develop the numerical grid.....	87
Figure 3.2. Boundary conditions and material distribution in the numerical grid.....	92
Figure 3.3. Comparison of simulated and measured gas velocities in the pipe. ....	98
Figure 3.4. Transient pipe gas velocities for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom).....	99
Figure 3.5. Pneumatic potential and streamtraces at 5 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom) ..	106
Figure 3.6. Pneumatic potential and streamtraces at 36 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom) ..	107
Figure 3.7. Vertical distribution of pneumatic potentials at 5 °C (left) and 36 °C (right) for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and without a till cover (bottom).....	110
Figure 3.8. Comparison of the conceptual model of gas flow with numerical results for low (top) and high (bottom) atmospheric temperatures.....	114
Figure 4.1. Distribution spatiale des types de matériaux des éléments du modèle numérique (tirage aléatoire T3) .....	129
Figure 4.2. Courbes capillaires et conductivité hydraulique vs succion des matériaux utilisés dans le modèle .....	129
Figure 4.3. Domaine discrétisé et conditions limites du modèle .....	129

Figure 4.4. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective pour le cas de base (C) en mode de construction par bancs et par <i>end-dumping</i> .....	132
Figure 4.5. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas hétérogène de base (C) en mode de construction par bancs et <i>end dumping</i> .....	138
Figure 4.6. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas homogène équivalent du cas hétérogène de base (C) en mode de construction par bancs et <i>end dumping</i> .....	139
Figure 4.7. Évolution globale des conditions physiques moyennes dans le temps pour le système hétérogène du cas de base (C) et son système homogène équivalent .....	145
Figure 4.8. Modèle conceptuel détaillé des processus physiques impliqués dans la formation de DMA dans une halde à stériles .....	147
Figure 5.1. Distribution spatiale des matériaux (T1, T2, T3), courbes capillaires des matériaux et relation entre la conductivité hydraulique et la succion .....	163
Figure 5.2. Domaine discrétisé et conditions limites imposées dans le modèle numérique pour les cas A, B, C et D .....	163
Figure 5.3. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective à saturation en eau moyenne pour les cas de simulation A, B, C et D en mode de dépôt par bancs et <i>end dumping</i> , suivant la troisième distribution spatiale des matériaux T3 .....	166
Figure 5.4. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> , suivant la première distribution spatiale de matériaux (Tirage T1) .....	169
Figure 5.5. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> , suivant la deuxième distribution spatiale de matériaux (Tirage T2) .....	170
Figure 5.6. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation pour le cas hétérogène de base (Cas C) en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> , suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3) .....	171
Figure 5.7. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas D, en mode de dépôt par bancs et <i>end dumping</i> , suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3).....	174
Figure 5.8. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas A, en mode de dépôt par bancs et <i>end dumping</i> , suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3).....	175
Figure 5.9. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas B, en mode de dépôt par bancs et <i>end dumping</i> , suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3).....	176
Figure 5.10. Évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas paramétriques A, B, D comparés au cas de référence (C), suivant la troisième distribution spatiale (T3).....	179
Figure 6.1. Propriétés capillaires, distribution spatiale des matériaux et distribution spatiale aléatoire de la réactivité des matériaux .....	192
Figure 6.2. Conditions limites utilisées dans le modèle numérique pour les cas simulés .....	192
Figure 6.3. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas de référence (C) en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> .....	196
Figure 6.4. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas d'hétérogénéité chimique E1 en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> .....	200

Figure 6.5. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas d'hétérogénéité chimique équivalente (E2) en mode de construction par bancs et <i>end-dumping</i> .....	201
Figure 6.6. Évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas E1 et E2 en comparaison avec le cas de base C .....	203
Figure 6.7. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas avec trois couches compactées (cas F2).....	205
Figure 6.8. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas G – hétérogénéités combinées .....	207
Figure 6.9. Évolution des conditions moyennes dans temps pour les cas (E1), (F2) et (G) en comparaison avec le cas de référence (C) .....	208
Figure 7.1. Distribution spatiale des matériaux utilisés dans le modèle numérique.....	221
Figure 7.2. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective calculée à saturation en eau moyenne.....	221
Figure 7.3. Conditions limites du modèle numérique.....	221
Figure 7.4. Courbes capillaires des matériaux et relation entre la conductivité hydraulique et la pression capillaire.....	222
Figure 7.5. Températures (°C) mesurées (gauche) et températures simulées (droite) vs profondeur à travers le temps dans la localisation du puits #6 .....	227
Figure 7.6. Températures (°C) mesurées vs profondeur à travers le temps dans la localisation des puits 1, 4 et 5 .....	227
Figure 7.7. Conditions et flux simulés après 10, 16 et 23 ans qui correspondent respectivement à l'an 1993, 1999 et 2006.....	230
Figure 7.8. Conditions et flux simulés après 23 ans (2006) de la mise en place de la halde, après 10 de remodelage de la surface et la pente et après 10 ans de l'installation du système de recouvrement.....	234
Figure 7.9. Évolution des conditions moyennes dans la haldes à travers le temps.....	239
Figure 7.10. Simulation de l'évolution du taux de drainage et du volume d'eau dans la halde après la mise en place de la membrane imperméable .....	241



## LISTE DES SYMBOLES

$\{A\}$	Vecteur d'action aux nœuds ou aux mailles	
$a_{py}^{rock}$	Surface de pyrite par unité de volume des stériles	$m^{-1}$
$A_{nm}$	Aire entre les éléments $n$ et $m$	$m^2$
$\Gamma_n, \Gamma_m$	Surface du $n^{ième}$ ou du $m^{ième}$ élément	$m^2$
$b$	Facteur de conversion entre les masses d'oxygène et de la pyrite consommées par la réaction d'oxydation	-
$C_i$	Concentration molaire du composé $i$ dans un fluide	$mol/m^3$
$c_{ps}$	Capacité thermique spécifique du solide	$J/kg \cdot ^\circ C$
$c\rho_g$	Capacité thermique volumique globale	$J/m^3 \cdot ^\circ C$
$c_f$	Capacité thermique de fluide	$J/kg \cdot ^\circ C$
$c_b$	Capacité thermique de la base	$J/kg \cdot ^\circ C$
$D_0^i$	Coefficient de diffusion du composé $i$ dans le fluide libre	$m^2/s$
$D_e^i$	Coefficient de diffusion effectif du composé $i$ dans le milieu poreux	$m^2/s$
$D_e$	Diffusivité effective de l'oxygène	$m^2/s$
$D_{kk'}$	Coefficient de diffusion binaire	$m^2/s$
$D_{nm}$	Distance entre les nœuds des éléments $n$ et $m$	$m$
$(D_{kk'})_{nm}$	Coefficient de diffusion binaire des composants $k$ et $k'$ au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	$m^2/s$
$F^k$	Flux du composant $k$ (w : eau, a : air sans oxygène, o : oxygène, h : chaleur) à travers la surface de l'élément	$kg/m^2 \cdot s, W/m^2$
$F_n^k$	Flux du composant $k$ (w : eau, a : air sans oxygène, o : oxygène, h : chaleur) à travers la surface de l'élément $n$	$kg/m^2 \cdot s, W/m^2$
$F_{nm}^{k, k+1}$	Flux du composant $k$ (eau, air sans oxygène, oxygène, chaleur) au pas de temps $k+1$ entre les éléments $m$ et $n$	$kg/m^2 \cdot s, W/m^2$

$F_{\beta}^k$	Flux de masse de composant $k$ (w : eau, a : air sans oxygène, o : oxygène) dans la phase $\beta$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$F_{\beta}$	Flux de masse de la phase fluide $\beta$ (liquide : l ; gazeuse : g)	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$F_h$	Flux de chaleur	$\text{W/m}^2$
$F_h$	Facteur de conversion entre la production de chaleur et la consommation d'oxygène (-12.58 MJ/kg (O <sub>2</sub> ))	$\text{MJ/kg}_{(\text{O}_2)}$
$F_{nm}$	Flux de masse entre les éléments $n$ et $m$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$F_{\beta, nm}$	Flux de masse entre les éléments $n$ et $m$ pour la phase $\beta$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$F_i$	Flux massique d'un composé ( $i$ ) dans un fluide	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$f(X)$	Facteur géométrique tenant compte de la proportion de pyrite non oxydée $X$	-
$f_k^g$	Flux de masse contribué par la diffusion de composant $k$ (w : eau, a : air sans oxygène, o : oxygène) dans le gaz	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$(f_{gas}^k)_{nm}$	Flux de masse de composant $k$ de la phase gazeuse au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$
$g$	Accélération gravitationnelle	$\text{m/s}^2$
$g_{nm}$	Accélération gravitationnelle dans la direction de $m$ à $n$	$\text{m/s}^2$
$h$	Hauteur de remontée du fluide mouillant dans un tube capillaire	m
$h_f$	Enthalpie spécifique de fluide	$\text{J/kg}$
$\{H\}$	Vecteur de la charge hydraulique	
$h_{\beta}$	Enthalpie spécifique de la phase $\beta$ (liquide : l ; gazeuse : g)	$\text{J/kg}$
$h_k^g$	Enthalpie spécifique du composant $k$ dans la phase gazeuse	$\text{J/kg}$
$J_i$	Flux de diffusion d'un composé ( $i$ ) dans un fluide	$\text{mol/m}^2 \cdot \text{s}$
$[J]$	Matrice carrée jacobienne	
$k$	Perméabilité	$\text{m}^2$
$k_h$	Perméabilité horizontale	$\text{m}^2$
$k_v$	Perméabilité verticale	$\text{m}^2$



$k_r$	Perméabilité relative de la phase ( $k_{rw}$ : eau, $k_{ra}$ : air)	-
$k_r^i$	Perméabilité relative du matériau $i$	-
$K_e^i$	Conductivité hydraulique effective du matériau $i$	m/s
$k^i$	Perméabilité absolue du matériau $i$	m <sup>2</sup>
[ $K$ ]	Matrice des coefficients reliée aux propriétés de la géométrie et des matériaux	
$k_{ox}$	Constante cinétique du premier ordre de consommation d'oxygène durant la réaction de surface de la pyrite	m/s
$K_{ox}$	Constante cinétique d'oxydation volumétrique globale pour l'oxygène	s <sup>-1</sup>
$k_{r\beta}$	Perméabilité relative à la phase $\beta$	-
$k_{nm}$	Perméabilité moyenne au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	m <sup>2</sup>
$K_H$	Constante de Henry	Pa <sup>-1</sup>
$l$	Longueur	m
$m$	Facteur de van Genuchten	-
$M_{water}$	Masse molaire de l'eau	kg/mol
$M$	Masse de gaz	kg
$m$	Masse molaire du gaz	kg/mol
$m_i$	Masse molaire du composant $i$ (dans le gaz)	kg/mol
$M^k$	Emmagasinement de la masse ou d'énergie pour le composant $k$	kg/m <sup>3</sup> , J/m <sup>3</sup>
$M_n^k$	Emmagasinement de la masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$	kg/m <sup>3</sup> , J/m <sup>3</sup>
$M_n^{k(k)}$	Emmagasinement de la masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k$	kg/m <sup>3</sup> , J/m <sup>3</sup>
$M_n^{(k)k+1}$	Emmagasinement de la masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$	kg/m <sup>3</sup> , J/m <sup>3</sup>

$M_n^{(k)k+1}$	Emmagasinement de la masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$ au niveau d'itération $p+1$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$
$n$	Porosité du milieu poreux	-
$N$	Nombre d'éléments du maillage	
$n$	Nombre de mole	mol
$n_{nm}$	Porosité moyenne au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	-
$n$	Paramètre de van Genuchten	-
$p_c$	Pression capillaire	Pa
$P$	Pression	Pa
$\nabla p$	Gradient de la pression de la phase ( $P=P_{\text{référence}}+P_c$ )	Pa
$P_\beta$	Pression dans la phase $\beta$ ( $P_\beta = P + P_{\text{cap},\beta}$ )	Pa
$P_{\beta,n}$	Pression de la phase $\beta$ au niveau de l'élément $n$	Pa
$P_{\beta,m}$	Pression de la phase $\beta$ au niveau de l'élément $m$	Pa
$\Psi$	Potentiel pneumatique	Pa
$\Delta \rho$	Différence de densité entre les fluides immiscibles	$\text{kg/m}^3$
$\rho$	Densité de la phase ( $\rho_w$ : eau, $\rho_a$ : air)	$\text{kg/m}^3$
$\rho_f$	Densité de fluide	$\text{kg/m}^3$
$\rho_{Py}^{\text{rock}}$	Densité partielle de la pyrite dans les roches stériles	$\text{kg}_{(\text{py})}/\text{m}^3$
$\rho_s$	Densité des roches ou densité des solides	$\text{kg/m}^3$
$\rho_b$	Densité de la base de la halde	$\text{kg/m}^3$
$\rho_{Ox}^{\text{water}}$	Densité partielle de l'oxygène dans l'eau	$\text{kg}_{(\text{ox})}/\text{m}^3_{(\text{eau})}$
$\rho_w$	Densité de l'eau	$\text{kg/m}^3$
$\rho_{Ox}^{\text{air}}$	Densité partielle d'oxygène dans l'air	$\text{kg}_{(\text{ox})}/\text{m}^3_{(\text{air})}$
$\rho_\beta$	Densité de la phase $\beta$ (l : liquide, g : gazeuse)	$\text{kg/m}^3$

$\rho_k^g$	Densité partielle du composant $k$ dans la phase gazeuse	$\text{kg/m}^3$
$\rho_g$	densité du gaz	$\text{kg/m}^3$
$\rho_{\beta, nm}$	Densité moyenne de la phase $\beta$ au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	$\text{kg/m}^3$
$(\rho_g)_{nm}$	Densité de gaz moyenne au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	$\text{kg/m}^3$
$q$	Flux volumique d'un fluide ( $q_w$ : eau, $q_a$ : air)	$\text{m/s}$
$q_{th}$	Flux thermique ou flux de chaleur	$\text{W/m}^2$
$Q(x)$	Source de chaleur	$\text{W/m}^3$
$\{Q\}$	Vecteur des quantités (quantités de transfert de la chaleur, quantités d'écoulement...etc.)	
$Q_{ox}$	Taux d'oxydation volumétrique	$\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$
$q^k$	Source ou perte volumétrique du composant $k$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}, \text{W/m}^2$
$q_n^k$	Source ou perte volumétrique du composant $k$ dans l'élément $n$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}, \text{W/m}^2$
$q_n^{k, k+1}$	Source ou perte volumétrique du composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$	$\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}, \text{W/m}^2$
$q^o$	Perte d'oxygène	$\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$
$q^h$	Perte de chaleur	$\text{w/m}^3$
$q_i$	Taux d'infiltration	$\text{m/an}$
$q_f$	Flux volumique de fluide	$\text{m/s}$
$R$	Constante des gaz	$\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol} \cdot ^\circ\text{C}$
$R$	Rayon des blocs	$\text{m}$
$R^k$	Résiduel de masse ou d'énergie pour le composant $k$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$
$R_n^{k, k+1}$	Résiduel de masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$

$R_n^{k,k+1}(x_{i,p+1})$	Résiduel de masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$ par rapport à la variable primaire $x_i$ au niveau d'itération $p+1$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$
$R_n^{k,k+1}(x_{i,p})$	Résiduel de masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$ par rapport à la variable primaire $x_i$ au niveau d'itération $p$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$
$[R]$	Matrice ligne des résiduels	
$R_n^{(k)k+1}$	Résiduel de masse ou d'énergie pour le composant $k$ dans l'élément $n$ au pas de temps $k+1$ au niveau d'itération $p+1$	$\text{kg/m}^3, \text{J/m}^3$
$r_c$	Rayon d'un tube capillaire	m
$S_g$	Saturation en gaz	-
$(S_g)_{nm}$	Saturation moyenne en gaz au niveau de l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	-
$S_w$	Saturation en eau	-
$S_{wr}$	Saturation en eau résiduelle	-
$S_{ws}^B$	Saturation en eau à la surface en mode de dépôt par bancs	-
$S_{ws}^{ED}$	Saturation en eau à la surface en mode de dépôt <i>end-dumping</i>	-
$S_{wm}^B$	Saturation en eau moyenne en mode de dépôt par bancs	-
$S_{wm}^{ED}$	Saturation en eau moyenne en mode de dépôt par <i>end-dumping</i>	-
$S_{wm}$	Saturation en eau moyenne	-
$S_w^i$	Saturation en eau du matériau $i$ en condition hydrostatique	-
$S_\beta$	Saturation de la phase $\beta$ (l : liquide, g : gazeuse)	-
$gradT$	Gradient de température	$^\circ\text{C}/\text{m}$
$\nabla T$	Gradient de température	$^\circ\text{C}/\text{m}$
$\Delta t$	Intervalle de temps	s
$T$	Température	$^\circ\text{C}$

$T'$	Température absolue	K
$t$	Temps	s
$\{T\}$	Vecteur de température	
$\tau_c$	Temps d'oxydation par réaction chimique de surface	s
$\tau_d$	Temps d'oxydation par diffusion d'oxygène dans la roche	s
$\tau_{nm}$	Tortuosité du milieu poreux au niveau l'interface entre les deux éléments $n$ et $m$	-
$\tau_d / \tau_c$	Rapport temps diffusif/temps chimique	-
$\tau'$	Tortuosité du milieu poreux	-
$u_\beta$	Énergie interne spécifique de la phase $\beta$	J/kg
$\mu_\beta$	Viscosité de la phase $\beta$	Pa·s
$\mu$	Viscosité de la phase ( $\mu_w$ : eau, $\mu_a$ : air)	Pa·s
$V$	Volume	m <sup>3</sup>
$V_n, V_m$	Volume de $n^{\text{ième}}$ ou de $m^{\text{ième}}$ élément	m <sup>3</sup>
$V^i$	Volume d'élément du maillage	m <sup>3</sup>
$w_f^i$	Fraction de masse du composé $i$ dans le fluide libre	-
$w_\beta^k$	Fraction de masse de composant $k$ dans la phase $\beta$	-
$w_k^\beta$	Fraction de masse du composant $k$ dans la phase $\beta$	-
$w_k^g$	Fraction de masse du composant $k$ dans la phase gazeuse	-
$(w_g)_n$	Fraction de masse des composants de la phase gazeuse au niveau de l'élément $n$	
$(w_g)_m$	Fraction de masse des composants de la phase gazeuse au niveau de l'élément $m$	
$w_{Ox}^{water}$	Fraction de masse d'oxygène dans l'eau	-
$w_{Py}^{rock}$	Fraction de masse de pyrite dans les roches	-
$\chi_N^i$	Nombre d'apparition du matériau $i$ dans l'échantillon $N$	-

$X_T$	Facteur cinétique dépendant de la température	-
$X_{wo}$	Facteur cinétique dépendant de la densité partielle d'oxygène dans la phase liquide	-
$X$	Fraction de masse de pyrite non oxydée	-
$x_i$	Fraction molaire du composant $i$	-
$[\Delta x]$	Matrice ligne de changement des variables primaires	
$[\Delta x]$	Matrice ligne de changement des variables primaires	
$YM_t$	Moyenne de la condition $Y$ (température, fraction de la pyrite restante, taux d'oxydation, masse d'oxygène) calculée pour l'ensemble de la halde après un temps $t$ dans chaque élément du maillage $i$	$^{\circ}\text{C}$ , fraction, $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{an}$ , fraction
$Y_t^i$	Valeur de la condition $Y$ (température, fraction de la pyrite restante, taux d'oxydation, masse d'oxygène) dans chaque élément $i$ du maillage après un temps $t$	$^{\circ}\text{C}$ , fraction, $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{an}$ , fraction
$z_0$	Élévation arbitraire de référence	m
$z$	Élévation du point de mesure	m
$\sigma$	Tension interfaciale ou de surface	N/m
$\theta_c$	Angle de contact	$^{\circ}$
$\theta$	Coefficient de diffusion de la température	-
$\alpha$	Facteur de van Genuchten	$\text{Pa}^{-1}$
$\lambda$	Conductivité thermique du matériel ( $\lambda_g$ : globale, $\lambda_d$ ou $\lambda_{dry}$ : sèche, $\lambda_w$ ou $\lambda_{wet}$ : saturée)	$\text{J}/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , $\text{W}/\text{m}\cdot^{\circ}\text{C}$
$\lambda_b$	Conductivité thermique de la base	$\text{J}/\text{s}\cdot\text{m}^2$ , $\text{W}/\text{m}\cdot^{\circ}\text{C}$
$\gamma$	Facteur de conversion de la concentration d'oxygène dans l'air en concentration dans l'eau (terme de proportionnalité)	-
$\delta$	Épaisseur de la couche où se fait l'oxydation	m
$\varepsilon$	Critère de convergence. $\varepsilon_1$ : relatif ; $\varepsilon_2$ : absolu.	

# **CHAPITRE 1**

## **INTRODUCTION**





# CHAPITRE 1

## INTRODUCTION

### 1.1 PROBLÉMATIQUE

Le drainage minier acide (DMA) est un problème environnemental majeur, car il est accompagné de la mobilisation (solubilisation) de métaux lourds et d'autres substances nocives dans l'eau de drainage. La prédiction, le contrôle ou le traitement du DMA, que se soit pour des sites miniers en opération ou désaffectés, nécessitent une bonne compréhension des processus impliqués dans sa production. Les spécialistes du domaine ont démontré les incidences graves que le DMA peut avoir sur l'environnement ainsi que la complexité des processus impliqués et les difficultés que posent sa prédiction et son contrôle. Au cours de la dernière décennie, plusieurs halles à stériles ont fait l'objet de programmes de caractérisation et de surveillance. Les données obtenues ont permis d'acquérir des informations qui pourraient contribuer à améliorer la compréhension des mécanismes complexes qui contrôlent le DMA.

Le DMA affecte notre environnement particulièrement dans les secteurs où des rejets contenant des sulfures sont extraits et déposés en surface. Les processus impliqués dans sa formation sont nombreux et complexes. L'évaluation fiable des risques potentiels résultants de l'interaction de ces processus exige une approche multidisciplinaire. Pour cette raison il est nécessaire d'avoir une représentation aussi complète que possible de la structure interne et de la géométrie du système. Tenir compte des processus physiques et chimiques impliqués dans la génération de DMA permet de préconiser des remèdes efficaces en cas de contamination et de définir des scénarios de gestion à long terme. Prévoir la génération de DMA et la lixiviation subséquente des métaux dépend fortement de la caractérisation et de la bonne connaissance des propriétés physiques et chimiques des matériaux qui constituent une halde. Les conditions externes exercées sur ces systèmes ne sont pas constantes. Ainsi, la pression atmosphérique et la température sont soumises à des variations journalières et saisonnières. De telles variations peuvent avoir

un effet important sur l'écoulement de gaz dans les haldes à stériles et par conséquent sur le taux de génération du DMA.

Les haldes à stériles sont des milieux hétérogènes mis en place lors du dépôt des matériaux qui varient de grossiers à fins (granulométrie étalée allant de millimètre au mètre). Le profil stratigraphique de ces systèmes n'obéit pas au principe de superposition et de continuité (principes de la stratigraphie). Ces matériaux sont déposés en surface par bancs ou par déversement à la benne ou au butoir en crête (*end-dumping*) dépendamment de la topographie du site. Cela donne naissance à des systèmes extrêmement hétérogènes. Dans ce contexte, l'écoulement d'eau contrôle la formation et le destin des contaminants dans ces systèmes. Naturellement, la granulométrie et l'hétérogénéité géologique ont un important effet sur le type d'écoulement et l'organisation des fluides au sein d'une halde. De plus, les propriétés des matériaux constituant la halde peuvent changer dans le temps s'il y a assez d'oxydation (évolution des propriétés des matériaux telle que la perméabilité).

L'écoulement des fluides dans les haldes à stériles est fortement dépendant de la structure interne, de la nature des matériaux et de la granulométrie. La granulométrie est fonction de l'origine des stériles et des modes d'extraction et de déposition. La structure interne des haldes dépend donc à la fois de la méthode de construction et de la granulométrie des stériles. La configuration physique des haldes gouverne l'écoulement de l'eau et la circulation d'air, qui sont deux facteurs clés pour estimer et contrôler le DMA. Pour ces multiples raisons, il est important de considérer la structure interne et l'hétérogénéité du milieu surtout lorsqu'il s'agit d'un écoulement multiphase dans un milieu hétérogène. Dans n'importe quelle étude, considérer les haldes à stériles comme système homogène limite les types de problèmes qui peuvent être analysés et les prévisions à long terme de l'impact sur l'eau et les écosystèmes naturels.

L'hétérogénéité physico-chimique créée par le mélange des matériaux de granulométrie variable et de composition minéralogique différente peut avoir des effets sur l'écoulement d'eau, le transport d'oxygène, la cinétique d'oxydation, le transport des composants

aqueux, l'équilibre géochimique et les processus de neutralisation. Les surfaces temporairement exposées et les couches compactées peuvent aussi contribuer à augmenter l'hétérogénéité. Les composantes vectorielles (horizontale  $k_h$ , verticale  $k_v$ ) de l'anisotropie de la perméabilité des matériaux engendrée par la méthode de construction peut avoir un grand effet sur l'intensité de l'écoulement des fluides dans les haldes à stériles. L'anisotropie affecte plus particulièrement l'écoulement du gaz, l'apport d'oxygène et le transfert de la vapeur d'eau.

## 1.2 OBJECTIFS GÉNÉRAUX

L'objectif global de cette recherche doctorale est de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité des haldes à stériles sur les processus physiques impliqués dans la production de drainage minier acide. Les objectifs généraux sont résumés comme suit :

1. Mettre en évidence l'effet des conditions externes comme les variations de la température et les changements de la pression barométrique, sur l'écoulement de gaz (direction et amplitude) dans les haldes à stériles ;
2. Identifier l'importance et l'effet des processus physiques sur la production et le contrôle du drainage minier acide ;
3. Examiner l'effet de l'hétérogénéité physique, de l'hétérogénéité chimique, de la formation des couches compactées et de la méthode de construction (anisotropie) sur l'ensemble des processus de transfert ainsi que sur la dynamique des fluides et leur organisation au sein des haldes à stériles ;
4. Étudier sur une gamme très variée, l'effet de la perméabilité et des propriétés capillaires (degré d'hétérogénéité) sur l'écoulement des fluides (eau, gaz), l'apport d'oxygène et le taux de production de DMA ;

5. Quantifier l'effet de processus fins (anisotropie selon l'échelle considéré, cheminées, transport de vapeur) sur l'ensemble des processus et le taux de génération de DMA ;
6. Évaluer l'impact de l'évolution temporelle des propriétés des matériaux sur les processus de transfert et le comportement des haldes à stériles dans le temps.

### **1.3 OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET MÉTHODOLOGIE**

Les questions abordées dans cette thèse sont le fruit de plusieurs interrogations sur des problématiques et des phénomènes rencontrés sur le terrain, tel que l'accident qui s'est produit dans la mine Sullivan (B.C, Canada) et qui a causé la mort de quatre personnes. Cet accident a suscité un éventail de questions sur l'écoulement des gaz dans de tels systèmes. Un autre phénomène détecté par des mesures sur le terrain dans la halde sud de la mine Doyon (QC, Canada) se résume principalement par une évolution inattendue des profils de température et de la production de chaleur. Les profils de température récents ont montré une diminution de la température au fil des années. L'hypothèse de l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps a été représentée numériquement pour reproduire les conditions récemment observées dans la halde sud Doyon (profils de température). D'autres interrogations ont été posées concernant l'effet des différents types d'hétérogénéité sur les processus de transfert et le taux de génération de DMA. À cela s'ajoute des questions sur l'effet de la structure interne complexe des haldes et sur l'anisotropie de la perméabilité engendrée par le mode de dépôt des stériles utilisé lors de la construction des haldes.

Pour répondre à ces interrogations, le principal objectif des travaux est de livrer des résultats cohérents qui reflètent à quel point cette hétérogénéité peut affecter le comportement des haldes, l'écoulement des fluides et leur organisation dans le système. La modélisation numérique est le moyen auquel nous avons eu recours afin de représenter l'interaction entre des mécanismes impliqués dans les haldes à stériles

produisant du DMA. La modélisation permet une compréhension accrue des processus impliqués dans la formation de DMA, permet de prédire son évolution et d'identifier les facteurs qui influencent le plus le comportement des haldes à stériles. Les résultats ont été validés par comparaison au comportement de la halde sud de la mine Doyon comme site de référence (Lefebvre 1994). La halde sud de la mine Doyon a été choisie comme site de référence car il a été l'objet de plusieurs travaux de caractérisation et de modélisation numérique (mais avec un modèle homogène). La disponibilité des données sur ce site est un appui solide pour valider les résultats du modèle hétérogène proposé. Les simulations ont été faites sur une période de 10 ans pour fin de comparaison avec les profils de température et d'oxygène enregistrés au début des années 1990 (1983-1994). Cette période de simulation permet aussi la validation de notre modèle hétérogène par rapport aux résultats du modèle homogène antérieur (Lefebvre 1994, Lefebvre et al. 2001a 2001b)

Ce projet de recherche a été divisé en plusieurs volets pour répondre à l'ensemble des questions soulevées afin d'atteindre les objectifs énumérés ci-haut. Les travaux ont commencé tout d'abord par une familiarisation avec le simulateur TOUGH AMD à travers une modélisation 1D de la lixiviation en tas combinée avec une large revue de littérature (chapitre 2) pour développer une bonne compréhension du drainage minier acide et de l'interaction des processus physiques impliqués dans sa formation (principalement l'écoulement des fluides eau-gaz et l'apport d'oxygène). Cette partie de thèse a été un bon départ pour comprendre les liens et les relations entre l'ensemble des processus. Parallèlement à cet exercice, nous avons compilé les données disponibles sur les propriétés physico-chimiques dans plusieurs sites documentés et qui ont déjà fait l'objet de caractérisations et de modélisations. Cette compilation nous a permis de classer les haldes par rapport à leurs contextes, leurs propriétés, leurs conditions et leurs taux de production de DMA (voir tableau 2.8). L'ensemble de ces travaux préliminaires (modélisation de la lixiviation en tas et la revue de littérature) a permis aussi d'identifier plus en détail les axes de recherche autour desquels le projet a été orienté. Après ce chapitre et la revue de littérature (chapitre 2), les phases de cette thèse et leurs objectifs spécifiques peuvent être énumérés comme suit :

**Chapitre 3 :** Ce chapitre a porté sur les conditions atmosphériques qui contrôlent l'écoulement de gaz dans les haldes à stériles. L'objectif spécifique est de comprendre les mécanismes et les forces qui gouvernent l'écoulement de gaz dans les haldes à stériles. On cherche aussi à identifier l'effet de la variation des conditions externes (température, pression atmosphérique) sur le sens d'écoulement et le potentiel pneumatique qui contrôle les échanges gazeux entre la halde et l'atmosphère. On vise également à comparer l'effet des variations de la température atmosphérique et l'effet de variations de pompage barométrique sur l'amplitude d'écoulement (vitesses et flux). L'identification de l'effet de recouvrement saturé et sec sur l'écoulement de gaz et les échanges halde-atmosphère en réponse aux variations des conditions atmosphériques imposées (température, pression barométrique) est ensuite réalisée.

**Chapitre 4 :** La réalisation d'une caractérisation détaillée sur les propriétés des matériaux constituant les haldes à stériles est extrêmement difficile. En premier lieu, l'objectif spécifique de ce chapitre de la thèse est de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité physique sur les conditions et les processus de transfert dans les haldes à stériles constituées de matériaux de granulométrie variée. En second lieu, l'objectif est de voir à quel point le mode de construction et l'anisotropie de la perméabilité des matériaux qui en résulte peuvent affecter le comportement des haldes à stériles et l'ensemble des processus de transfert. L'atteinte du premier objectif spécifique devrait améliorer notre compréhension de la façon dont les chemins d'écoulement simultané de l'eau et du gaz sont organisés au sein d'une halde. Puisque la méthode de construction contrôle le degré d'hétérogénéité et le type ou la nature de l'anisotropie, l'atteinte du deuxième objectif aidera à comprendre pourquoi les haldes à stériles construites avec différentes méthodes se comportent différemment. Ces deux objectifs pourront aider à établir un modèle conceptuel détaillé et plus réaliste qui reflète bien la dynamique complexe du système, l'écoulement des fluides (eau, gaz) et leur organisation au sein des haldes à stériles.

**Chapitre 5 :** La conductivité hydraulique d'un milieu poreux est une fonction décroissante de la succion mais une fonction croissante de la teneur en eau. Pendant l'infiltration, l'eau peut être transmise par la zone non saturée relativement rapidement à

travers une portion ou une fraction du domaine. Dans les haldes à stériles, l'effet d'un tel écoulement peut être important dans le transport des contaminants vers les eaux souterraines. Le premier objectif spécifique de cette partie de la thèse est de voir à quel point les propriétés hydriques (ou hydrogéologiques) des matériaux peuvent affecter le mouvement des fluides. Puisque le milieu est hétérogène et que le champ de variation de la perméabilité des matériaux constituants est très large, le deuxième objectif est de mettre en évidence l'impact du contraste capillaire entre les matériaux sur les processus de transfert impliqués dans la génération de DMA. Tenant compte qu'il s'agit d'une distribution aléatoire et générique, le but de cette étape est d'obtenir une réponse sur le degré d'hétérogénéité qui favorise la production de DMA. Un autre aspect abordé dans ce chapitre est la distribution spatiale des matériaux, principalement leur arrangement près de la surface et des pentes. Certainement, le fait d'avoir plus de matériaux fins près de la surface et de la pente conduit à un comportement différent par rapport au cas où il y a plus de matériaux grossiers à ces endroits. Avec les mêmes propriétés des matériaux, la comparaison entre les résultats de plusieurs distributions spatiales aléatoires de matériaux peut aider à identifier l'effet de la distribution spatiale des matériaux sur les processus de transfert et le comportement de la halde à stériles.

**Chapitre 6 :** En plus de l'hétérogénéité physique et de la granulométrie étalée des matériaux constituant les haldes à stériles, ces systèmes se caractérisent par une minéralogie et une géochimie très hétérogènes. L'une des premières questions scientifiques dans ce domaine est reliée à la cinétique globale du drainage minier acide. Plusieurs études ont évalué le taux de réaction relié à l'oxydation ou la consommation de la pyrite et autres sulfures, mais ces études ont eu un degré de succès très variable. Dans ce chapitre de la thèse et comme suite logique aux chapitres 4 et 5, l'objectif est de mettre l'accent sur l'effet de l'hétérogénéité chimique et la variabilité spatiale de la réactivité des matériaux sur l'ensemble des processus et sur le taux de génération de DMA, en liaison avec le mode de construction. On rappelle que dans les haldes, il y a des matériaux réactifs, d'autres moins réactifs, des minéraux acidogènes et d'autres neutralisants. Il est possible que la réactivité des matériaux combinée avec la variabilité spatiale de l'écoulement de fluides puissent avoir un effet significatif sur le mouvement spatio-

temporel du front d'oxydation et sur l'évolution de la lixiviation des contaminants à travers la halde.

Le deuxième objectif spécifique à atteindre est de montrer l'effet et l'impact des couches compactées sur la circulation des fluides et l'apport d'oxygène. Les surfaces temporairement exposées ou les couches compactées lors de l'emplacement peuvent contribuer à la formation d'une hétérogénéité additionnelle, en plus de l'hétérogénéité physique et chimique du système. Le passage répété de la machinerie lourde lors de la construction des haldes peut créer des couches compactées de plus faible perméabilité. Ces couches compactées recouvrent des matériaux grossiers bien drainés, ce qui leur permet de maintenir une teneur en eau plus élevée. En effet, le matériel grossier qui se draine plus facilement agit alors en tant que barrière contre la percolation profonde de l'eau en raison de sa faible conductivité hydraulique non saturée. À l'opposé, la couche compactée agit comme barrière contre l'écoulement de gaz et l'apport d'oxygène à cause de sa saturation en eau plus élevée. Finalement, l'ensemble des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) a été considéré dans un seul système dans le but de quantifier l'impact de chaque type d'hétérogénéité par rapport à l'ensemble des hétérogénéités sur les processus de transfert et la production de DMA.

**Chapitre 7 :** Dans les haldes à stériles, il y a oxydation des sulfures et production de minéraux secondaires. Ce processus peuvent conduire à une modification des propriétés des matériaux (en particulier la perméabilité) et exercent donc un effet direct sur l'écoulement des fluides et les processus de transfert. Il peut y avoir une diminution de la perméabilité des matériaux dans le temps. Cette hypothèse a été signalée dans certaines études sur le DMA (eg. Lefebvre 1994 ; Lefebvre et al. 2001a 2001 b). Cela mène directement à s'interroger sur les phases qui caractérisent la vie des haldes à stériles. L'objectif spécifique visé dans cette partie de thèse est de justifier l'hypothèse sur l'évolution temporelle des propriétés des matériaux (perméabilité) et par la suite identifier l'effet de cette évolution sur les processus de transfert et le comportement de la halde. Les études sur le drainage minier acide représentent le taux d'oxydation comme une fonction de la fraction de sulfures présent et la fraction de l'agent oxydant (oxygène). De plus,



dans la plupart des études numériques sur le DMA, l'évolution du taux d'oxydation est limitée par certains facteurs de contrôle. Dans de telles situations où l'évolution des propriétés des matériaux mène directement à une diminution de la perméabilité et restreint l'espace poreux réservé à l'écoulement de gaz, on s'attend à un changement dans le comportement de la halde qui sera marqué par une baisse progressive du taux d'oxydation selon l'évolution des propriétés des matériaux. L'objectif qui découle de ce constat est d'identifier les phases de la vie d'une halde à stériles. Si l'évolution est importante et que la halde montre une phase finale de vie moins active où le taux d'oxydation est nettement diminué, est-il nécessaire de procéder au recouvrement de la halde comme technique préventive de lutter contre le DMA ou avoir recours à d'autres techniques simples et moins coûteuses.

#### **1.4 ORGANISATION DE LA THÈSE ET CONTRIBUTION DES AUTEURS**

Après l'introduction et la revue de littérature (chapitres 1 et 2), le contenu de la thèse est organisé par articles, ces articles correspondent aux chapitres 3, 4, 5, 6 et 7. Il y a au total 5 articles à soumettre à des revues scientifiques pour publication. René Lefebvre, Michel Aubertin et Bruno Bussière ont orienté les travaux par la révision de la proposition de thèse et lors de l'examen doctoral. Leurs conseils et suggestions ont permis de mieux orienter le projet de recherche vers des objectifs bien ciblés. Belkacem Lahmira a rédigé des versions initiales des articles qui ont été révisées par René Lefebvre; Belkacem Lahmira a fait les corrections suggérées par les membres du jury d'évaluation pour reproduire les versions finales des articles (dans cette thèse). En plus de l'auteur principal de la thèse (Belkacem Lahmira), le directeur de la thèse, les codirecteurs et d'autres auteurs ont participé à la réalisation de ce travail par leurs commentaires et suggestions. La contribution des auteurs dans chaque article est résumée dans le tableau suivant.

Tableau 1.1. Organisation des articles inclus dans la thèse et contribution des auteurs

Articles		Auteurs	Contribution des auteurs
1	Numerical modeling of reversals in gas flow directions in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada.	Belkacem Lahmira René Lefebvre Daryl Hockley Mark Philip	Daryl Hockley et Mark Philip ont fait la caractérisation du site et ont contribué avec René Lefebvre à l'interprétation des données de surveillance; Belkacem Lahmira et René Lefebvre ont discuté ensemble des résultats de caractérisation et ont développé le programme de simulation numérique; Belkacem Lahmira a réalisé l'ensemble des simulations et l'interprétation des résultats obtenus; René Lefebvre a validé les résultats obtenus après discussion avec Belkacem Lahmira et il a pris en charge la rédaction de l'article en anglais.
2	Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 1 – Effet de l'anisotropie reliée au mode de construction;	Belkacem Lahmira René Lefebvre Michel Aubertin Bruno Bussière	Belkacem Lahmira a développé la méthodologie et le programme de simulation avec René Lefebvre; Belkacem Lahmira a réalisé les simulations et l'interprétation des résultats avec l'encadrement de René Lefebvre; René Lefebvre, Michel Aubertin et Bruno Bussière ont révisé les versions initiales des résultats présentés informellement dans le cadre d'une présentation à l'École Polytechnique de Montréal.
3	Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 2 – Effet de la distribution des propriétés;		
4	Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 3 – Effet de l'hétérogénéité chimique et des bancs compactés		
5	Modélisation numérique des processus de transfert dans une halde à stériles subissant l'évolution temporelle des propriétés de ses matériaux hétérogènes.	Belkacem Lahmira René Lefebvre Annie Blier	Belkacem Lahmira a développé la méthodologie et le programme de simulation; Belkacem Lahmira a réalisé les simulations et l'interprétation des résultats avec l'encadrement de René Lefebvre; Annie Blier a fourni les données de terrain et elle a discuté des résultats obtenus avec René Lefebvre.

## **CHAPITRE 2**

### **REVUE DE LITTÉRATURE**



## **CHAPITRE 2**

### **REVUE DE LITTÉRATURE**

#### **2.1 INTRODUCTION**

Les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA) ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche. Cet intérêt est d'abord relié à l'importance des haldes en termes d'impacts économiques et environnementaux. L'importance des travaux de recherche découle aussi du fait que les haldes constituent des systèmes complexes qui ont requis des développements importants en termes de caractérisation et de modélisation numérique afin de comprendre leur dynamique. Cette compréhension est requise pour arriver à concevoir des approches de réhabilitation des haldes existantes et aussi pour trouver des modes de construction des haldes qui minimisent leur impact environnemental et facilitent leur fermeture.

La complexité des haldes à stériles découle principalement de la granulométrie très étalée des particules et de l'hétérogénéité physico-chimique des matériaux. À cela s'ajoute les processus de transfert couplés qui prévalent dans ces systèmes non isothermes et partiellement saturés. Des efforts de caractérisation des conditions qui prévalent dans les haldes ont été faits dans les années 80 par l'utilisation des profils verticaux de température et de concentration d'oxygène afin de fournir des indications sur le taux de production de DMA (e.g. Harries et Ritchie 1981 1985; Jaynes et al. 1983). Aubertin et al. (2005 2008) ont fait la revue des méthodes de caractérisation des haldes à stériles, incluant la mesure en laboratoire des propriétés capillaires pour des matériaux à granulométrie très grossière. Divers aspects des processus complexes présents dans les haldes à stériles ont fait l'objet de travaux spécifiques, notamment sur les transferts de fluides, soient l'infiltration d'eau en milieu hétérogène partiellement saturé (Smith et Beckie 2003) et l'apport d'oxygène causé par la convection thermique de la phase gazeuse (Lefebvre et al. 2001a 2001b; Ritchie 2003).

L'hétérogénéité des haldes à stériles a été reconnue dans la plupart des études de caractérisation et surveillance (eg. Morin et al. 1994). Elle a été reconnue aussi lors des essais d'infiltration à grande échelle (Nichol et al. 2000) et prise en compte dans certaines études de modélisation numérique (Fala et al. 2003 2008). Il n'y a pas de modèle physique conceptuel capable de décrire la distribution des propriétés dans les haldes à stériles, car la structure interne de la halde est influencée par la géologie (propriétés des matériaux), les opérations minières et la méthode de construction (Fala et al. 2003; Aubertin et al. 2002a 2005). La composition minéralogique distribuée d'une façon hétérogène peut aussi avoir un effet majeur sur le comportement de la halde par la présence ou non de minéraux réactifs (Gerke et al. 1998; Lefebvre et al. 2001a 2001b; Ritchie 2003; Molson et al. 2008). En plus de la complexité des mécanismes impliqués, les propriétés des matériaux peuvent évoluer dans le temps ; causant un changement appréciable de la perméabilité (par la compaction ou la précipitation des minéraux dans les pores). Une telle évolution des propriétés des stériles dans le temps avait été postulée par Lefebvre (1994) pour les matériaux de la mine Doyon, mais sans disposer des données qui auraient pu démontrer cette évolution.

Lefebvre et al. (2001a) ont comparé les processus de transfert dans deux haldes (Doyon, Canada, et Nordhalde, Allemagne). Ces auteurs ont montré que les mêmes principes physiques entraînent des processus de transfert différents à cause des propriétés physiques distinctes de ces deux haldes. Azam et al. (2007) rapportent que le mode de construction par déversement à la benne ou au butoir en crête (*end-dumping*) entraîne une ségrégation des matériaux plus grossiers au bas de la pente et la création de couches fines et grossières. La ségrégation des matériaux qui résulte de cette méthode de construction engendre une zone de nature très grossière à la base de la halde et la création de couches de granulométrie différente. Pendant la construction, les matériaux de divers chargements sont déversés dans la halde et la partie fine d'une charge peut se mélanger à la fraction grossière d'une charge précédente et vice versa. Cette variation spatiale donne des structures internes complexes et influence largement le comportement hydrogéologique du système (Azam et al. 2007). La présence des matériaux à granulométrie fine entraîne une capacité de rétention d'eau élevée à cause de la taille réduite des pores.

Réciproquement, les couches de granulométrie grossière restent généralement moins saturées en eau et agissent en tant que passage préférentiel pour l'écoulement des gaz et de la vapeur d'eau. La formation d'une zone de nature grossière à la base donne un accès pour l'entrée d'air atmosphérique qui apporte de l'oxygène par advection de gaz le long de la fondation de la halde (Lefebvre et al. 2002).

La figure 2.1 est une représentation conceptuelle de la structure interne d'une halde à stériles (Aubertin et al. 2002a 2002b 2005). On distingue sur cette figure la présence de deux zones principales : (1) Une première zone au cœur de la halde présente des couches subhorizontales résultant de l'effet de la déposition des stériles en couches et de la circulation d'équipements lourds à la surface des bancs; (2) Une seconde zone, localisée près des flancs de la halde présente une ségrégation souvent accompagnée d'une stratification inclinée causée par le fait que les stériles sont typiquement déversés le long de la pente (Aubertin et al. 2002a 2002b; Nichol 2002). Cette structure interne est d'intérêt dans l'évaluation des processus de transport et de l'infiltration d'eau qui influencent le comportement des haldes à stériles. Cette structure contrôle aussi la stabilité géotechnique des haldes et leur susceptibilité à produire du drainage minier acide en présence des stériles contenant des sulfures (Molson et al. 2005; Fala et al. 2005 2006).

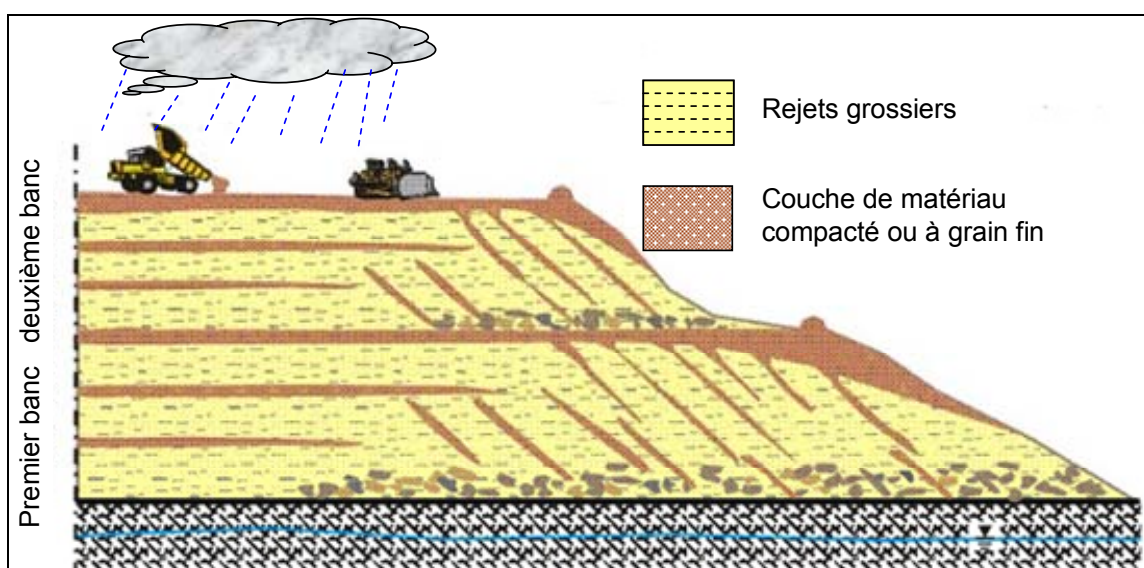


Figure 2.1. Représentation schématique des éléments de la structure interne d'une halde construite sur un terrain plat, en deux bancs principaux (modifiée de Aubertin et al. 2002b 2005).

Compte tenu de l'impact potentiel du DMA, une partie de la recherche dans ce domaine s'est orientée vers le développement des méthodes pour la protection de l'environnement (Fala et al. 2005 2006; Molson et al. 2005). Pour les nouveaux sites, le choix de la méthode de construction des haldes à stériles est lié directement à des considérations pratiques et des contraintes économiques, en plus des aspects environnementaux (Wels et al. 2003). Le dépôt ou le déversement des matériaux stériles au sommet et en crête vers les pentes extérieures s'appelle la méthode de construction par déversement à la benne ou au butoir en crête (Morin et al. 1991; Fala 2002; Aubertin et al. 2002a). Cette méthode favorise une ségrégation des matériaux, l'alternance de couches à granulométrie différente et la formation de couches stratifiées inclinées (Wilson et al. 2000; Anterrieu 2006; Anterrieu et al. 2007). Pour la méthode de construction par bancs (*benches*), les matériaux sont déversés en tas par camion puis leur surface est uniformisée, avant de répéter le même processus au-dessus de cette nouvelle surface. La construction par bancs implique donc le passage répété de la machinerie lourde qui engendre la création d'une couche de matériaux densifiés sous la surface de roulement (Martin et al. 2005). Cette couche densifiée persiste à l'intérieur de la halde durant son rehaussement. Les éléments de la structure interne et la distribution spatiale des matériaux affectent directement l'accumulation et la circulation des fluides dans la halde et indirectement le taux de génération de DMA et les conséquences associés sur l'environnement (transport des contaminants). Anterrieu (2006) et Anterrieu et al. (2007) ont utilisé une approche géophysique pour cartographier en trois dimensions la structure interne et la distribution spatiale des propriétés au sein des haldes à stériles. Ces auteurs ont associé les endroits conducteurs aux matériaux à granulométrie fine ayant une capacité de rétention d'eau élevée comparés aux endroits résistifs où la rétention d'eau est faible et qui ont été associés aux matériaux à granulométrie grossière. La géophysique peut ainsi être utilisée afin de définir la distribution de matériaux à l'intérieur d'une halde. Phillip et al. (2009) documentent des résultats similaires pour des levés de résistivité ayant permis de définir l'hétérogénéité de la structure interne d'une halde construite par *end dumping*. D'autres méthodes géophysiques, comme la méthode par géoradar (*ground penetrating radar*, GPR), peuvent aussi fournir des images de haute résolution sur la subsurface permettant de définir la structure interne des haldes (Finsterle et Kowalsky 2008).



Bien que les données hydrogéologiques contiennent des informations sur les propriétés hydrauliques qui contrôlent l'écoulement et les processus de transport, ces données seules ne sont pas suffisantes pour capturer le comportement d'un système complexe. Pruess et al. (1999a) soulignent que l'hétérogénéité est à l'origine de cette complexité d'écoulement à différentes échelles. Des travaux théoriques récents ont néanmoins fourni des perspectives valables sur le comportement des systèmes hétérogènes des haldes à stériles, incluant l'effet de barrière capillaire et l'écoulement localisé (Fala et al. 2005; Molson et al. 2005). L'écoulement localisé (ou écoulement préférentiel) peut être causé par l'interférence des couches avec une perméabilité élevée capable de contrôler l'écoulement d'eau (Li 2000; Zhan 2000). L'apparition d'un système d'écoulement préférentiel localisé peut avoir une grande influence sur la quantité de lixiviat transporté (Fala et al. 2005 2006). La complexité de ce type d'écoulement est soutenue encore par les conditions climatiques et l'interdépendance des processus physico-chimiques impliqués dans la formation de DMA (Molson et al. 2005 2008; Sracek et al. 2006; Fala et al. 2006; Lahmira et al. 2007).

La méthode de construction peut causer une interférence des couches fines avec des couches grossières. Dans ce cas, la combinaison d'une couche de granulométrie fine qui superpose une couche grossière peut jouer le rôle d'une barrière capillaire et retenir l'eau par capillarité dans les couches fines (Bussière et al. 2003; Fala et al. 2006). La propriété hydrique qui contrôle ce type d'écoulement est la conductivité hydraulique qui se caractérise par une dépendance non linéaire de la teneur en eau. À cela s'ajoute l'évolution des propriétés des matériaux (perméabilité) causée par les réactions physico-chimiques et dans certains cas par la migration des particules fines et le tassement. La distribution spatiale des matériaux gouverne et détermine la capacité des matériaux d'entreposer et distribuer l'eau (propriétés hydriques). Comme l'eau a une forte tension superficielle, la capacité d'un pore particulier à conduire l'eau dépend de sa dimension et sa géométrie. Selon le degré de saturation (tension de l'eau), les pores dépassant une certaine taille seront incapables de participer à l'écoulement et resteront donc secs.

Le mouvement d'air à travers les haldes à stériles, et le transport d'oxygène qui lui est associé, est le mécanisme qui contrôle le taux global d'oxydation dans une proportion importante des haldes produisant du DMA (Lefebvre et al. 2001a 2001b; Ritchie 2003). Par conséquent, une bonne compréhension de la circulation d'air à l'intérieur des haldes est requise pour prédire et contrôler le DMA et prévenir ses effets environnementaux. Les principaux mécanismes qui contrôlent le mouvement d'air et le transport d'oxygène sont la diffusion, l'advection et le pompage barométrique. L'apport d'oxygène par diffusion est relativement moins important par rapport à l'advection et le pompage barométrique qui ont le potentiel de faire circuler l'air et transporter l'oxygène plus profondément dans une halde (Wels et al. 2003). En général, la perméabilité élevée des matériaux et la géométrie favorable des haldes (le rapport élevé de la hauteur par la largeur) augmentent significativement le mouvement advectif d'air. La réactivité et la granulométrie des matériaux ainsi que la variabilité spatiale de ces propriétés au sein d'une halde peuvent influencer l'ampleur de l'advection par leur effet sur la production de chaleur, qui est le moteur de la convection thermique. En revanche, le mouvement d'air causé par le pompage barométrique (différence de pression) est contrôlé par la porosité et la perméabilité des matériaux (perméabilité à l'air), les fluctuations de la pression atmosphérique et l'épaisseur non saturée (Massman et Farrier 1992). Les effets de la production du DMA dans une halde peuvent aussi modifier la composition de la phase gazeuse. Ainsi, l'oxydation des sulfures consomme de l'oxygène, l'augmentation de température élève la proportion de vapeur d'eau, tandis que la dissolution des carbonates par le DMA émet du  $\text{CO}_2$ . Cette situation peut changer la masse molaire et contribuer à modifier la densité de la phase gazeuse dans une halde, ce qui peut aussi provoquer un mouvement de gaz. La différence de densité entre le gaz et l'air atmosphérique détermine si le sens d'écoulement se fait de l'intérieur de la halde vers l'atmosphère ou de l'atmosphère vers l'intérieur de la halde (Lahmira et Lefebvre 2008). Cet effet sera discuté plus en détail au chapitre 3.

En physique du sol, les chemins préférentiels d'écoulement sont souvent décrits comme un système d'interconnexion des pores (Beven et Germann 1982; Flury et al. 1994; Li 2000). Le lien entre les chemins d'écoulement préférentiels et la perméabilité ou

l'hétérogénéité a été étudié numériquement (Birkholzer et Tsang 1997; Eriksson et Destouni 1997; Fala et al. 2003 2005 2006; Lahmira et al. 2007) et observé expérimentalement (Eriksson et al. 1997; Fines et al. 2003; Nichol 2003). L'hétérogénéité à petite échelle a également montré son effet significatif sur l'écoulement et le transport des solutés en zone non saturée (Hangen et al. 2004). L'écoulement préférentiel de type digitation (*fingering*) a été aussi documenté à petite échelle comme résultant d'un passage d'écoulement à partir d'un matériau fin à un matériau grossier (Parlange et Hill 1976; Baker et Hillel 1990). Ce phénomène a été aussi observé dans les matériaux exempts d'hétérogénéité structurale ou physique évidente (Jury et al. 2003; Ghodrati et Jury 1992; Wang et al. 2003; Cho et al. 2005). L'écoulement préférentiel qui n'est pas relié aux propriétés des matériaux peut se produire lors de la redistribution du front de mouillage pendant que le gradient hydraulique renversé suit un événement d'infiltration dans un milieu plus sec (Wang et al. 2003). Wang et al. (2004) et Jury et al. (2003) expliquent que tous les sols sont susceptibles d'éprouver un tel écoulement préférentiel désigné sous le nom de la digitation. Wang et al. (2003) ont observé que ce phénomène réapparaît aux mêmes endroits lors d'événements subséquents d'infiltration. Les haldes à stériles sous un recouvrement peuvent aussi exhiber ce type d'écoulement préférentiel (Nichol 2003). Ce qui a été mis en évidence par Hangen et al. (2004) à l'aide de traceurs chimiques.

Le phénomène qui a le plus d'intérêt dans les haldes à stériles en relation avec la conception des recouvrements est l'écoulement transitoire de l'eau dans la zone non saturée. Dans le cas d'un recouvrement, les questions portent sur les mécanismes responsables de l'emmagasinement et du mouvement d'eau dans la zone non saturée. Un concept central dans la performance du recouvrement est la capacité de relier le changement du volume d'eau stocké à un flux net dans le recouvrement. Les matériaux de granulométrie fine ont l'habileté de retenir plus d'eau sous des valeurs de succion élevées comparativement à des matériaux de texture grossière. Par conséquent, lors d'une désaturation, le matériau grossier commence à se drainer en premier, alors que le matériau fin reste à une teneur en eau plus élevée pour la même succion. Finalement, le matériau fin commence à se drainer plus tard à mesure que la succion augmente. Le taux avec lequel la teneur en eau diminue avec l'augmentation de la succion dépend de la

distribution granulométrique des matériaux et de la porosité qui influencent les propriétés capillaires et la courbe de rétention d'eau. Un matériau uniforme tend à se drainer rapidement sur une petite gamme de valeurs de succion en raison de l'uniformité de la taille des pores. La structure du sol, l'agrégation, la teneur en eau initiale d'un sol compacté, la méthode de compaction, la porosité, la texture, l'histoire du sol sont les facteurs qui influencent la courbe de rétention d'eau (Vanapalli, 1994). Ces facteurs influencent également les propriétés hydrauliques de la zone non saturée.

## **2.2 FORMATION, PRÉVENTION ET CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE**

La zone saturée a été toujours l'objet des études de caractérisation et de la modélisation numérique en raison de son importance évidente pour la protection et la gestion des ressources en eaux souterraines. Les physiciens de sol et les agronomes ont quant à eux porté un intérêt particulier aux propriétés hydriques et thermiques de la zone non saturée. Plus récemment, la zone non saturée a reçu beaucoup d'attention en hydrogéologie. Il a été reconnu que la plupart des problèmes de contamination des eaux souterraines migrent à travers la zone vadose, en provenance de rejets chimiques, radioactifs ou miniers. Les haldes à stériles sont un type de rejets miniers où la zone non saturée est dominante. Puisque les haldes à stériles sont des systèmes hétérogènes, leur caractérisation complète est extrêmement difficile. Il est tout de même nécessaire d'être en mesure d'évaluer l'impact de l'hétérogénéité des haldes à stériles sur les processus liés à la production de DMA. Les travaux documentés dans cette thèse ont adopté une approche de modélisation numérique pour définir l'importance de l'hétérogénéité des haldes à stériles. Avant d'aborder ces travaux spécifiques qui sont présentés dans les chapitres suivants, cette section a pour but de décrire les principes de la production de DMA. Qu'entendons-nous par drainage minier acide ? Comment se produit-il ? Pouvons-nous reconnaître les roches et les rejets susceptibles de causer la production de DMA ? Pouvons-nous prédire cette production ? Pouvons-nous la contrôler, sinon la traiter ? Ce sont des questions abordées dans les sections suivantes.

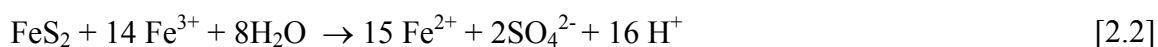
### 2.2.1 Oxydation des sulfures et production de DMA

Le drainage minier est défini comme étant le résultat de la circulation des eaux de surface autant que souterraines à travers les composantes d'un site minier. Selon l'acidité des eaux, le drainage minier peut être divisé en plusieurs classes (Morin et Hutt 1997; Aubertin et al. 2002a), soit le drainage minier acide ( $\text{pH} < 6$ ), le drainage minier alcalin ( $\text{pH} > 9-10$ ), le drainage minier neutre ( $6 < \text{pH} < 9-10$ ). Le drainage minier acide (DMA) résulte de l'oxydation naturelle de minéraux sulfureux que l'on retrouve parfois dans les matériaux rocheux exposés à l'air et à l'eau. Les eaux de drainage acide sont caractérisées par un faible pH, des concentrations en métaux et en sulfates élevés, une grande concentration en solides dissous et l'absence relative de matière organique (Ritcey 1989; Aubertin et al. 2002a). Les réactions conduisant à l'acidification des effluents miniers sont relativement bien connues (Kleinmann et al. 1981; Lawson 1982; Ritcey 1989; Perkins et al. 1995). Le minéral sulfureux le plus abondant dans les rejets miniers est la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ). Deux mécanismes sont responsables de l'oxydation de la pyrite (Lawson 1982; Jaynes et al. 1984a 1984b):

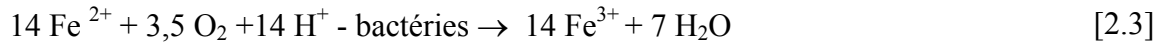
L'oxydation directe de la pyrite avec l'oxygène et l'eau:



L'oxydation indirecte de la pyrite par le fer ferrique :



Pour que le deuxième mécanisme opère, l'ion ferrique doit être présent. Lorsque le milieu est acide ( $\text{pH} \leq 3$  environ), la transformation du fer ferreux en fer ferrique fait face à une cinétique chimique lente. Cependant, certaines bactéries aérobies (telles que *Thiobacillus ferrooxidans*) utilisent l'oxydation ferreux-ferrique comme source d'énergie. Le deuxième mécanisme est donc catalysé par les bactéries pour la production de fer ferrique.



L'addition des réactions [2.2] et [2.3] donne la réaction [2.1] de sorte que, quel que soit le mécanisme, l'oxydation de la pyrite résulte en 2 moles de  $\text{H}^+$  produites pour 3.5 moles d'oxygène ( $\text{O}_2$ ) consommées. Lorsqu'il y a dissociation de la pyrite, le fer ferreux ( $\text{Fe}^{+2}$ ) produit peut s'oxyder :



Si le pH est suffisamment élevé, le fer ferrique peut précipiter sous forme d'hydroxyde, comme la ferrihydrite :



L'oxydation de la pyrite et la réaction lors de la neutralisation du lixiviat correspond donc à la réaction équivalente à la somme des réactions [2.1], [2.2] et [2.5]:



Il y a donc production de 4 moles de  $\text{H}^+$  résultant de l'oxydation de la pyrite. La stœchiométrie de la réaction d'oxydation montre que l'oxydation directe de la pyrite par l'oxygène conduit à la formation de 2 moles de  $\text{H}^+$  (ou 1 mole de l'acide sulfurique) pour une mole de  $\text{FeS}_2$ , tandis que la réaction d'oxydation indirecte produit beaucoup plus d'acidité, soit 16 moles de  $\text{H}^+$  (ou 8 moles d'acide sulfurique) pour 1 mole de  $\text{FeS}_2$ . La réaction d'oxydation directe de la pyrite se produit surtout à des valeurs de pH proche de la neutralité ( $5 < \text{pH} < 7$ ). L'oxydation indirecte de la pyrite survient typiquement à des valeurs de pH beaucoup plus faibles ( $3 < \text{pH} < 5$ ).

La figure 2.2 illustre le processus global de l'oxydation de la pyrite. Cette figure montre que l'oxydation de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) se fait d'abord par l'oxygène ( $\text{O}_2$ ) (réaction "a") pour produire des ions sulfates ( $\text{SO}_4$ ) et du fer ferreux ( $\text{Fe}^{+2}$ ). Dans une voie alternative

(réaction “a”), la pyrite est d’abord dissoute pour produire du fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) et l’ion de sulfure ( $\text{S}_2^{2-}$ ) qui s’oxyde ensuite en ion de sulfate. Le fer ferreux s’oxyde (réaction “b”) pour produire du fer ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ) qui oxyde la pyrite à son tour (réaction “c”). l’oxydation de la pyrite par le fer ferrique est beaucoup plus rapide que l’oxydation par l’oxygène. Par contre, la transformation du fer ferreux en fer ferrique est lente et constitue donc l’étape critique qui limite le taux d’oxydation de la pyrite. Les micro-organismes influencent le taux d’oxydation de la pyrite en catalysant la réaction (b) de transformation du fer ferreux en fer ferrique (Lefebvre 1994).

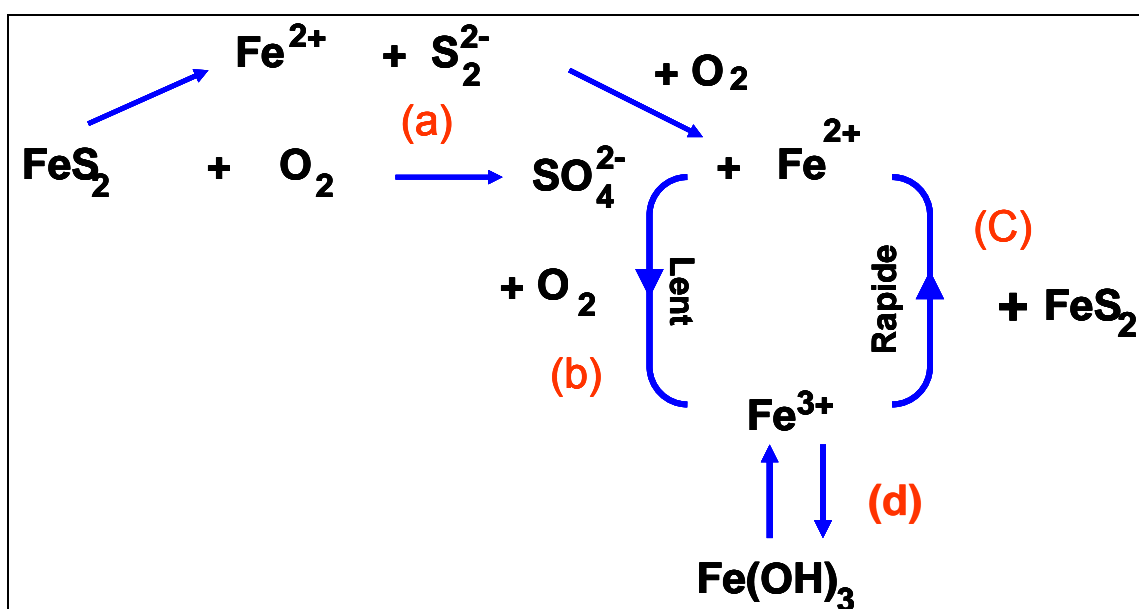


Figure 2.2. Processus global de l’oxydation de la pyrite (Stumm et Morgan, 1981)

Lorsque la séquence de réaction est entamée, l’oxygène n’y participe qu’indirectement par l’oxydation du fer ferreux. L’hydroxyde de fer ( $\text{Fe(OH)}_3$ ) formé par la précipitation du fer ferrique (réaction “d”) dans les matériaux miniers ou les ruisseaux qui les entourent sert de réservoir de fer ferrique soluble. Si l’alimentation en fer ferrique par la réaction “b” s’arrête pour quelque raison, la dissolution de l’hydroxyde de fer fournira une nouvelle source d’oxydant pour la pyrite. L’implication de ce dernier processus pour l’atténuation du DMA, après la mise en place de mesures de contrôle limitant l’apport d’oxygène.

Sur la figure 2.3, Kleinmann et al. (1981) présentent la formation de DMA et l'acidification des effluents en trois étapes, comme suit : (1) La pyrite ainsi que d'autres minéraux sont mis en solution avec une eau dont le pH est proche du point de neutralité ( $\text{pH} \approx 7$ ). Ils subissent une oxydation chimique lente suivant la réaction [2.1]; c'est l'oxydation directe. Selon Kleinmann et al. (1981), ce processus peut être catalysé par les bactéries comme *Thiobacillus ferrooxydans*, lorsqu'elles sont en contact avec les sulfures. Le milieu s'acidifie graduellement et la deuxième étape du processus s'amorce. (2) La transformation du fer ferreux en fer ferrique qui se produit selon la réaction [2.4], acidifie d'avantage le milieu à cause de la précipitation de l'hydroxyde de fer ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ). Le fer ferrique peut rester en solution et devient un agent oxydant de la pyrite suivant la réaction [2.2]: c'est l'oxydation indirecte. (3) Nous observons enfin l'effet catalytique des bactéries acidophiles qui accélèrent le processus d'oxydation du  $\text{Fe}^{+2}$  en  $\text{Fe}^{+3}$ , ce qui se traduit par une très grande augmentation du taux d'acidification. La présence des bactéries permet l'établissement d'un processus cyclique mettant en jeu les réactions [2.2] et [2.4] sans passer par la réaction [2.5].

Les mécanismes agissant lors de la production de DMA sont nombreux et couplés (i.e. mutuellement influencés entre eux) : l'apport d'oxygène, la réaction d'oxydation des sulfures, le transfert de chaleur, l'écoulement d'eau, d'air et le transport de masse en solution dans le lixiviat. Ces mécanismes étant couplés, leur interaction ne peut pas être analysée en étudiant chaque phénomène indépendamment. Pour expliquer le comportement des haldes, chaque élément, les facteurs qui le contrôlent ainsi que les relations entre les éléments doivent être représentés dans un modèle global et général qui représente l'ensemble des processus. En plus de la pyrite, la présence d'eau et d'oxygène est exigée pour maintenir l'oxydation de la pyrite et la production de DMA. En climat humide, la plupart des haldes à stériles contient suffisamment d'eau interstitielle pour soutenir l'oxydation. Dans plusieurs cas, le mouvement d'air et l'apport d'oxygène à l'intérieur de la halde contrôle le taux d'oxydation (limitation de l'apport d'oxygène). Donc, il est important de comprendre les mécanismes qui contrôlent le mouvement d'air à l'intérieur de la halde comme moyens d'atténuer ou minimiser la production de DMA. Wels et al. (2003) ont fait la revue des mécanismes qui contrôlent le mouvement d'air



dans les haldes à stériles produisant du DMA. Le transport d'oxygène se produit par advection et diffusion en réponse aux gradients de concentration, de pression et aux gradients thermiques. Le transport d'oxygène est contrôlé par des interactions complexes des propriétés physico-chimiques qui doivent être bien estimées pour une évaluation représentative du DMA.

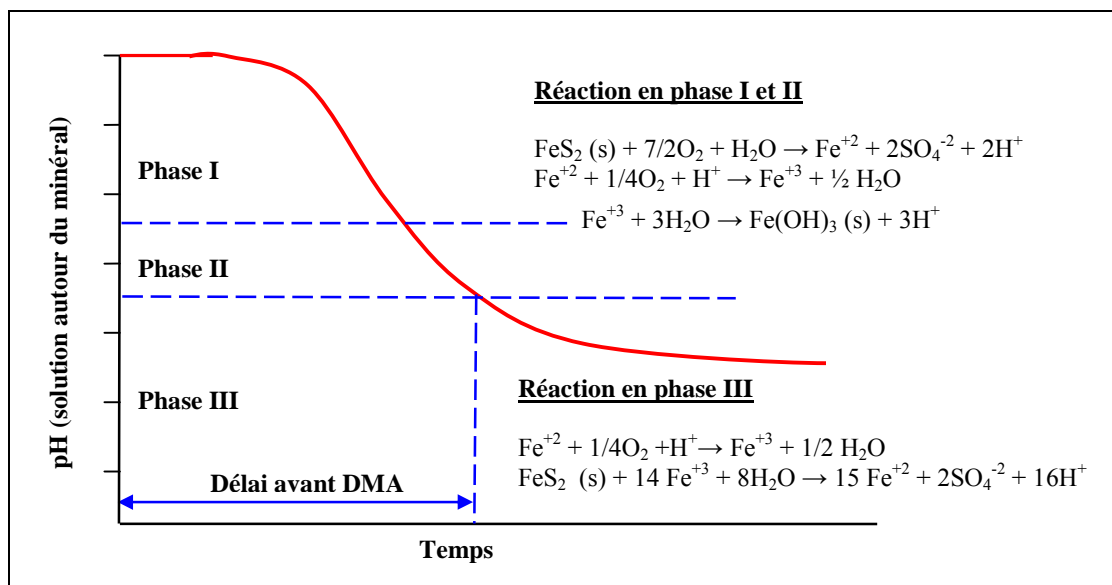
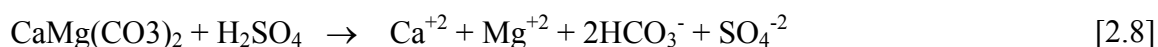


Figure 2.3. Étapes de la formation de DMA (modifiée de Kleinmann et al. 1981)

## 2.2.2 Mécanismes de neutralisation

Certains minéraux possèdent un potentiel de neutralisation intrinsèque grâce à leur capacité de réagir avec l'acide sulfurique. Parmi les minéraux ayant un grand potentiel de neutralisation, nous retrouvons les minéraux carbonatés (e.g. la calcite et la dolomie). Les réactions de la calcite et de la dolomie avec l'acide sulfurique produit par l'oxydation d'un sulfure peuvent être résumées comme suit (Aubertin et al. 2002a):



Ces réactions montrent qu'il faut deux moles de calcite ( $2\text{CaCO}_3$ ) pour neutraliser une mole d'acide sulfurique et produire des sels dissous, alors qu'une mole de dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) neutralise une mole d'acide sulfurique. Au fur et à mesure que la réaction se déroule, les concentrations des solutés vont augmenter et la précipitation de minéraux secondaires se produit comme le gypse ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), l'anhydrite ( $\text{CaSO}_4$ ) et d'autres.

Blowes et Ptacek (1994) ont classé la réactivité des carbonates dans l'ordre décroissant comme suivant : calcite  $\geq$  dolomite  $>$  ankérite  $>$  magnésienne  $>$  sidérite. Le taux de dissolution de la calcite est suffisamment rapide pour maintenir les conditions de quasi-équilibre et tamponner le pH des eaux interstitielles entre 6 et 7,5. La dissolution des autres carbonates est plus lente et des situations de déséquilibre chimique sont fréquemment observées dans les résidus.

### **2.2.3 Développement et évolution du drainage minier acide**

La figure 2.4 schématise le processus de la formation de DMA dans une halde de stériles, le tableau 2.1 résume les caractéristiques des rejets miniers tandis que le tableau 2.2 résume les facteurs contrôlant la migration de DMA (Aubertin et al. 2002a). Morin et Hutt (1997) ont divisé l'évolution du DMA en trois étapes :

L'étape (1) est caractérisée par des vitesses de réaction élevées. Il se produit une dissolution des minéraux primaires suivant les processus d'oxydation et de neutralisation. L'augmentation de la masse de composés solubilisés dans l'eau peut dépasser la solubilité des matériaux secondaires, ce qui entraîne une sursaturation et la précipitation de sulfates, carbonates et hydroxydes dans l'environnement minier.

L'étape (2) est marquée par la mise en solution de certains minéraux secondaires solubles et la dissolution de minéraux primaires moins réactifs.

L'étape (3) commence lorsqu'il ne reste que des minéraux primaires et secondaires peu réactifs. À ce stade, les concentrations d'éléments en solution sont très basses.

Les principales caractéristiques affectant la formation de DMA sont la nature des sulfures, leur réactivité, leur distribution, la nature des minéraux neutralisant, la granulométrie des particules minérales et le degré de libération des sulfures et des minéraux neutralisant. La migration et l'évolution du DMA sont fonction respectivement du transport de l'eau interstitielle du site générateur d'acide ainsi que de l'atténuation du DMA et de ses contaminants par des facteurs physiques, physico-chimiques, chimiques et biologiques. Le DMA traverse des strates rocheuses qui peuvent eux aussi présenter un certain potentiel de neutralisation (Aubertin et al. 2002a). Les caractéristiques chimiques et la nature minéralogique des rejets, le taux de génération d'acide, les conditions chimiques, le taux de lixiviation et de neutralisation des métaux, la solubilité des métaux, l'accumulation des produits de l'oxydation le long du parcours de l'écoulement sont les facteurs qui peuvent contribuer à la composition du lixiviat.

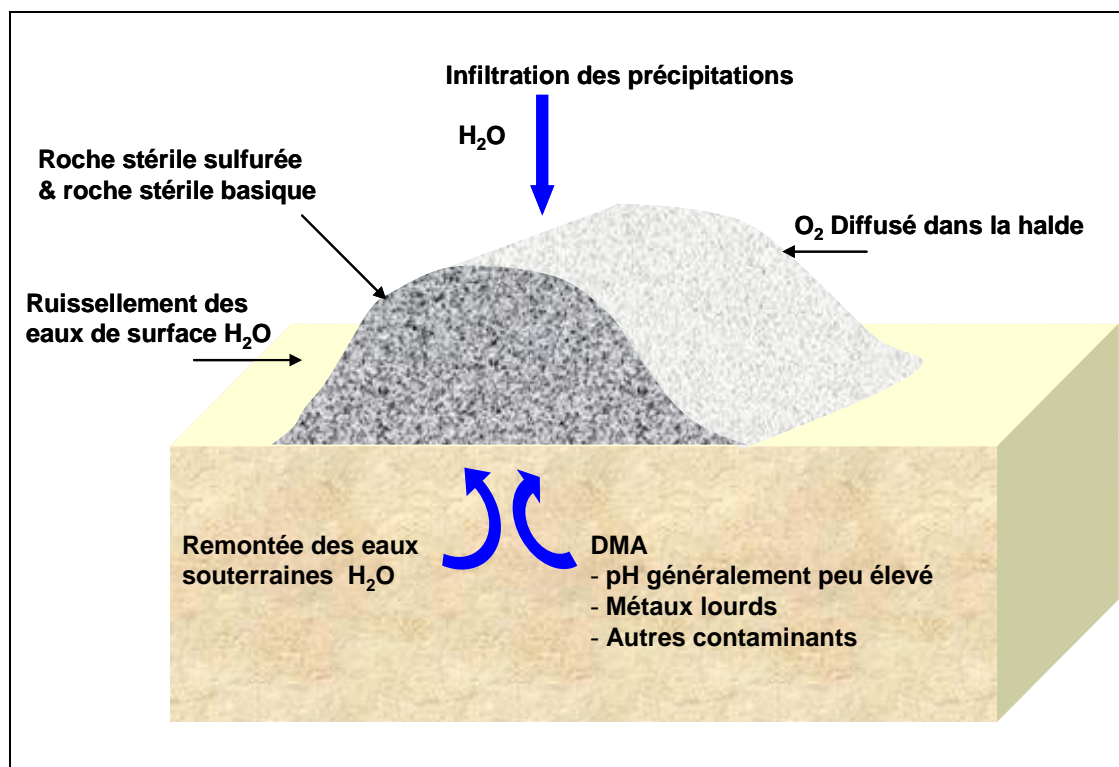


Figure 2.4. Processus de formation de DMA (modifiée de Aubertin et al. 2002a)

Tableau 2.1. Caractéristiques des haldes à stériles et des rejets de concentrateur (Lawrence, 1995)

<b>Paramètres</b>	<b>Haldes</b>	<b>Rejets de concentrateur</b>
Taille des particules	$d_{50} > 20 \text{ cm}$	$d_{50} < 0,2 \text{ mm}$
Distribution des sulfures	Localisée	Disséminée
Oxydation	Au travers de la halde	Surface
Taux	Immédiat	Après l'opération
Entrée d'air	Surfaces et côtés	Surface, fracture
Température	Convection rapide	Transmission lente
Drainage	Rapide, grande infiltration d'eau	Écoulement de surface

Tableau 2.2. Facteurs contrôlant la migration du DMA (Lawrence, 1995)

<b>Transport</b>	<b>Contrôle de la migration de DMA</b>			
	<b>Physique</b>	<b>Physico-chimique</b>	<b>Chimique</b>	<b>Biologique</b>
Eau de ruissellement	Granulométrie	Adsorption	Précipitation	Biosorption
Trop-plein des bassins	Conductivité	Fixation	Hydrolyse	Absorption
Eau d'exhaure	Infiltration		Oxydation	Cellulaire
			Réduction	Biodégradatio
			Complexion	

#### 2.2.4 Prévention et contrôle

Les méthodes visant à prévenir la production d'acide ont comme objectif d'éliminer ou du moins de réduire à des niveaux très faibles, la disponibilité de l'air, de l'eau ou des sulfures. Comme ces trois éléments sont indispensables aux réactions qui causent le DMA, on peut arriver à réduire la production d'acide à des niveaux très faibles en éliminant toute interaction entre eux soit par l'enlèvement des sulfures, l'exclusion de l'eau ou l'exclusion de l'oxygène (Aubertin et al. 2002a). En plus des méthodes préventives, d'autres méthodes directes permettent de réduire la génération de DMA en agissant sur les facteurs qui font varier le taux de production d'acide, dites méthodes de réduction. Les principaux facteurs sur lesquels on peut agir sont la température, contrôle de pH, contrôle de l'action bactérienne. Aubertin et al. (2002a) donnent plus d'information sur les méthodes de prévention et de contrôle.

### **2.3 CARACTÉRISATION DES HALDES À STÉRILES**

Le drainage minier acide (DMA) n'est pas un phénomène nouveau, et on en connaît l'existence depuis très longtemps. Cependant, ce n'est qu'au cours des années 1980 et 1990 que l'on s'est véritablement attaqué à cette situation problématique, tant du point de vue des incidences environnementales que des divers aspects techniques reliés à la prédiction, à la prévention et au contrôle du DMA. Les conditions physico-chimiques qui règnent à l'intérieur des haldes et leurs propriétés physiques et géochimiques ont été un vrai point d'interrogation avant les années 1980. Des études de caractérisation relativement complètes sur les conditions physico-chimiques et hydrologiques dans les haldes à stériles sont devenues disponibles uniquement au début des années 1980 (Harries et Ritchie 1981 1985). A cette époque, les processus impliqués dans la génération de DMA dans les haldes à stériles étaient mal compris et considérés semblables à ceux qui opèrent dans les parcs des résidus miniers (Ritcey 1989; Jaynes et al. 1983) et la lixiviation en tas (Cathles 1979).

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs haldes à stériles ont fait l'objet de programmes de caractérisation et de surveillance, notamment dans le cadre du programme NEDEM (Feasby et al. 1991). Les techniques de caractérisation et les sciences auxquelles la problématique de DMA fait appel ont été considérablement développées (Gélinas et al. 1992 1994; Lefebvre 1994; Feasby et al. 1997; Price et al. 1997; Gustafsson 1997; Harries 1997; Barbour et Hendry 2002). Lapakko (2002) a fait la revue des méthodes et outils disponibles pour la caractérisation des haldes à stériles. La grande diversité des processus opérant dans les haldes à stériles implique la mesure d'une variété de propriétés et de conditions. De ce fait, pour toutes les mines, il est nécessaire de caractériser les matériaux géologiques dans le but de prédire s'il y aura production de DMA. La prédiction du DMA nécessite l'étude du contexte géologique et paléo-environnemental, la réalisation et l'interprétation d'essais statiques et cinétiques et l'application de modèles physico-chimiques (Ferguson et Erickson 1989; Perkins et al. 1995). Cette information permet d'élaborer un programme de gestion des rejets miniers qui préviendra efficacement la formation de DMA ou qui optimisera son contrôle.

L'élaboration d'un programme d'échantillonnage des matériaux et les observations sur le terrain dès le stade de l'exploitation sont très utiles pour évaluer le potentiel de formation de DMA (Kwong 1993).

La caractérisation et le programme de surveillance doivent aboutir à une représentation des excitations émises par l'environnement vers le système (halde), des réponses du système et éventuellement des états des systèmes. L'objectif de la caractérisation est de rassembler les données nécessaires qui déterminent les propriétés des matériaux en lien avec le transfert de chaleur, l'oxydation de la pyrite, l'écoulement des fluides et le transport d'oxygène, qui permettront de décrire les processus physiques, hydrologiques et géochimiques (Lefebvre et al 2001a). Elle a aussi pour objectif d'identifier le potentiel de génération de DMA dans le site et les méthodes potentielles pour le contrôler.

Les haldes à stériles sont des milieux producteurs de chaleur (Harries et Ritchie 1981). Les profils de température et d'oxygène sont deux mesures essentielles dans les haldes à stériles. Ils permettent une estimation de taux d'oxydation de la pyrite basée sur des interprétations analytiques (Harries et Ritchie, 1981 1985; Lefebvre 1994 ; Smolensky et al. 1999). La méthode basée sur la consommation d'oxygène est l'une des nouvelles techniques pour quantifier le taux d'oxydation des sulfures dans les haldes à stériles. Cette méthode donne des informations très utiles sur la cinétique d'oxydation et par conséquent une estimation de taux de génération de DMA. De plus, elle est relativement peu coûteuse comparée aux cellules d'humidité ou aux essais cinétiques standards (Anderson et al. 1999). Les profils de concentration sont les premiers indicateurs sur le mode d'approvisionnement en oxygène dans les haldes à stériles. Si cette concentration diminue exponentiellement avec la profondeur, cela signifie que la diffusion peut être le mécanisme dominant. Par contre, la présence de fortes concentrations en oxygène à l'intérieur d'une halde confirme plutôt l'effet de la convection thermique de l'air (Anderson et al. 1999; Lefebvre et al. 2001a; Schaefer et al. 1997). Le flux de gaz et le mode de transfert de chaleur peuvent être aussi déterminés par l'analyse des profils de température (Smolensky et al. 1999; Lefebvre et al. 1992).

Pour pouvoir évaluer la circulation des fluides (air, eau) dans de tels systèmes aussi larges et complexes, l'approche usuellement utilisée consiste en trois étapes. La première étape implique une caractérisation physique et géochimique des matériaux constituant la halde, afin de déterminer les propriétés contrôlant le DMA. La deuxième étape implique l'installation des puits de surveillance afin de comprendre le comportement de la halde dans le temps. Les données collectées durant l'étape de surveillance peuvent être utilisées pour estimer les propriétés usuellement difficiles à déterminer en laboratoire. Les résultats de caractérisation et de surveillance peuvent par la suite être utilisés pour caler un modèle numérique des processus physiques agissant dans une halde à stériles. Le modèle numérique peut être utilisé pour identifier les processus responsable des conditions observées, prédire l'évolution future de la production de DMA et le comportement futur de la halde à long terme.

L'écoulement des fluides dans les haldes à stériles est contrôlé entre autres par les propriétés capillaires des matériaux. La perméabilité peut être mesurée par des tests d'infiltration dans la zone non saturée ou par l'utilisation de la phase gazeuse (Baehr et Hult 1991 ; Li 2000). D'autres approches indirectes ont été utilisées pour l'estimation des propriétés capillaires (Lefebvre et Gélinas 1995; Lefebvre et al. 1998). Le développement récent de méthodes en laboratoire pour la détermination des propriétés capillaires de matériaux grossiers comme les stériles promet d'améliorer significativement l'estimation de ces propriétés importantes pour l'écoulement des fluides dans les haldes à stériles (Wilson et al. 2002; O'Kane et Wels 2003; O'Kane et Barbour 2003; Barbour 1990; Aubertin et al. 2008). Le mouvement de l'eau dans les haldes à stériles peut être contrôlé par des couches de matériaux fins intercalées avec une faible inclinaison vers l'extérieur afin d'éviter la création de zones humides susceptibles d'amplifier les effets du DMA (Aubertin et al. 2002b). Malgré les difficultés imposées par l'hydrologie complexe des haldes à stériles, l'estimation du taux de transport et la géochimie des lixiviats par la modélisation d'infiltration donne une bonne idée sur les propriétés d'écoulement et le transport de masse.

Deux catégories de facteurs influencent le mouvement de l'eau dans une halde à stériles : les facteurs liés à l'environnement autour de la halde et les facteurs liés à la halde elle-même (Aubertin et al. 2002a 2002b). Les mouvements de l'eau à l'intérieur et autour d'une halde est fonction de la localisation de celle-ci dans le système hydrologique (halde en terrain plat ou en sommet de montagne, halde en creux de vallée, halde à flanc de montagne). Une seule valeur de conductivité hydraulique peut ne pas, en général, représenter une halde toute entière. Il se produit souvent un phénomène de stratification avec des zones de matériaux moins perméables (plus denses ou plus fins) intercalées dans la halde. Puisque la vitesse d'écoulement de l'eau varie aussi selon le degré de saturation, elle peut devenir plus importante dans les zones de matériaux qui ont une conductivité hydraulique saturée plus faible, en raison de leur plus forte capacité de rétention d'eau. La rétention d'eau tend à augmenter lorsque la porosité et la taille des particules diminuent. Quant à la conductivité hydraulique à saturation, elle augmente généralement avec la taille moyenne des particules. Cet effet de la granulométrie peut toutefois être contrebalancé par une variation de porosité, qui peut tendre à baisser lorsque la proportion de particules grossières augmente. L'infiltration d'eau et l'entrée d'air peuvent être aussi affectées par la qualité de composition et/ou tassement qui s'effectue ou se produit sur les décharges et les couches de stériles (rôle de la porosité).

La caractérisation implique aussi le prélèvement des échantillons à partir des puits et forages (Swanson et al. 2000). Même si la réalisation de cette technique est très difficile, elle constitue une excellente opportunité pour observer les structures à grande échelle comme les cheminées et les zones de nature très grossière, car leurs propriétés ne peuvent pas être captées avec des essais à l'échelle du laboratoire. À cela, s'ajoute le prélèvement des échantillons à des niveaux plus profonds dans le but d'estimer certaines propriétés physico-chimiques comme la teneur en eau, le pH et la conductivité. Typiquement, les tests physiques incluent : l'analyse granulométrique, les tests de perméabilité, la rétention et la teneur en eau. La distribution granulométrique a une importante implication sur une variété des processus physiques, hydrologiques et géochimiques impliqués dans la formation de DMA. Cette distribution granulométrique détermine la taille et la forme des pores, cela affecte directement la perméabilité, la propriété et gouverne l'écoulement des



fluides à l'intérieur de la halde. Dans la zone partiellement saturée des haldes à stériles, la perméabilité effective est en partie une fonction des propriétés capillaires. De plus, la distribution granulométrique influence l'advection et la diffusion qui sont les mécanismes dominants d'apport en oxygène. La distribution granulométrique influence aussi le taux avec lequel l'oxydation de la pyrite évolue à travers le temps, si elle est contrôlée par la diffusion de l'oxygène à travers les fragments rocheux où par le taux d'oxydation de surface (Lefebvre et al. 2001a).

Le degré de saturation est une autre variable importante qui affecte les processus contribuant à la génération de DMA. Usuellement, le degré de saturation est estimé à partir des mesures de la teneur en eau gravimétrique. Ce paramètre est communément déterminé au laboratoire pour des valeurs variées de la succion rapportées sur une courbe de la teneur en eau. Les mesures de la succion sur terrain (à l'aide de tensiomètres) combinées avec la distribution granulométrique ou la courbe de la teneur en eau peuvent être utilisées pour estimer la perméabilité effective de la halde (Lefebvre et al. 2001a; Swanson et al. 1998). La conductivité hydraulique saturée peut être mesurée à partir de puits d'observation si la base de la halde est saturée; autrement, les tests d'infiltration peuvent être utilisés (Swanson et al. 2000). La perméabilité à l'air peut être mesurée via les tests de pompage ou d'injection de gaz. Dans certains cas, la perméabilité à l'air dans les haldes à stériles peut aussi être déterminée par la surveillance de la réponse de la pression d'air à l'intérieur en réponse aux changements de la pression atmosphérique (Weeks 1978; Smolensky et al. 1999).

Les données récoltées sur l'écoulement de lixiviat fournissent un autre moyen pour estimer les propriétés de l'écoulement de fluide et de transport de masse. Ces données peuvent être analysées par l'usage de la modélisation de l'infiltration, la modélisation de l'écoulement saturé ainsi que le calcul de bilan d'eau. L'application de ces méthodes devient plus difficile lorsqu'une partie de l'écoulement de lixiviat est interceptée (Lefebvre et al. 2001a). Hollings et al. (2000) ont déterminé les taux d'oxydation pour une variété de haldes à stériles. Les auteurs ont utilisé trois méthodes indépendantes : mesures des sulfates dans les effluents à partir de cellules cinétiques; taux de rejet de

sulfate à partir de cellules d'humidité et taux de consommation d'oxygène. Bennet et al. (2000) ont trouvé que le taux d'oxydation mesuré à l'échelle du laboratoire peut être utilisé pour prédire le comportement d'une halde à court terme, indépendamment de la distribution granulométrique. Par analogie, le taux d'oxydation effectif peut être estimé pour l'ensemble de la halde, si le taux d'écoulement et la géochimie du lixiviat qui atteint la base sont connus.

La surveillance sur le terrain est essentielle pour comprendre le comportement d'une halde en réponse aux conditions naturelles. Elle est essentielle aussi pour caler le modèle numérique afin de suivre le comportement futur de la halde à long terme. Pour quantifier et mesurer les processus externes agissant en surface de la halde, il est préférable de collecter les données météorologiques à des points spécifiques. Ces données incluent : la précipitation, la température, la pression d'air, la vitesse du vent, la radiation solaire et l'infiltration. À cela s'ajoute la teneur en eau et les profils d'oxygène et de température à l'intérieur de la halde qui sont fortement dépendants des conditions climatiques (Lefebvre et al. 2001a). Les données collectées à partir des stations météorologiques forment la base des conditions aux limites à imposer dans le modèle numérique. Hockley et al. (2000) ont trouvé que le transport d'oxygène dans la halde Nordhalde (Allemagne) montre un effet fortement saisonnier, avec une convection dominante uniquement durant les mois d'hiver.

Les puits de surveillance doivent être instrumentés pour mesurer la température et la composition de gaz (Shaw et al. 2002; Bennet et Timms 1999; Helgen et al. 2000). La température et l'oxygène sont des paramètres clés pour juger de la représentativité d'un modèle numérique par rapport aux processus physiques impliqués dans la génération du DMA. L'oxygène et la température doivent être surveillés sur une période minimale d'un an pour détecter les variations saisonnières (Bennett et Timms 1999; Shaw et al. 2002). Proche de la surface, les données de température peuvent être aussi utilisées pour déterminer les propriétés régissant le transfert de la chaleur (diffusivité, conductivité thermique) (Lefebvre et al. 1992). D'autres propriétés doivent être enregistrées et surveillées sur terrain comme la pression d'air (Nichol et al. 2000; Rowlett et Barbour 2000). La pression d'air couplée avec les changements barométriques à la surface indique

la magnitude avec laquelle la halde répond aux changements de la pression d'air en surface (Weeks 1978; Bennet et al. 1993; Smolensky et al. 1999; Hockley et al. 2000; Phillip et al. 2009).

Lefebvre et al. (2001a) ont fait la revue des propriétés physico-chimiques nécessaires pour la simulation numérique du DMA à l'aide du modèle numérique TOUGH AMD (Lefebvre 1994). Dans la plupart des applications, ces paramètres sont initialement développés à partir de la combinaison de mesures en laboratoire et sur le terrain. L'hétérogénéité spatiale très variée et la structure interne complexe exigent souvent l'estimation de propriétés effectives représentatives à l'échelle du maillage numérique choisi. L'ajustement des paramètres initiaux peut se faire aussi lors du calage du modèle.

## 2.4 PROCESSUS DE TRANSFERT

### 2.4.1 Processus géochimiques

#### 2.4.1.1 *Transfert de masse*

Le transfert de masse inclut la dissolution des minéraux primaires et la précipitation des minéraux secondaires, les échanges ioniques et les mécanismes de sorption (non inclus dans cette thèse). La dissolution de minéraux comme les carbonates conduit à neutraliser l'acidité. Par contre, la précipitation de minéraux secondaires peut produire de l'acidité (Perkins et al. 1995). Le tableau 2.3 résume les réactions géochimiques et les processus de transfert de masse reliés au DMA.

Tableau 2.3. Réactions géochimiques et transfert de masse (tiré de Aubertin et al. 2002a)

<b>Processus</b>	<b>Transfert de masse</b>
Oxydation des sulfures	Production de H <sup>+</sup> et métaux
Précipitation des hydroxydes	Consommation de H <sup>+</sup> et production de métaux
Dissolution et précipitation des sulfates	Production et consommation de métaux et H <sup>+</sup>
Dissolution des hydroxydes, carbonates, silicates	Consommation de H <sup>+</sup>
Co-précipitation	Consommation de métaux

### 2.4.1.2 *Processus affectant le taux de réaction*

Dans un système aqueux, la diffusion induit un flux de masse associé aux gradients de composition dans l'espace. La force motrice de la diffusion est le gradient de concentration  $(dC/dx)_t$  suivant la direction de diffusion. L'oxydation des minéraux diminue la pression partielle d'oxygène et crée un gradient de pression partielle entre des rejets miniers et l'atmosphère (Perkins et al. 1995). Ce phénomène induit le transport d'oxygène de l'atmosphère vers les rejets réactifs.

Mustin et al. (1992) ont décrit les processus biologiques en quatre étapes. À l'étape 1, les ions  $Fe^{+3}$  et l'oxygène sont réduits à la surface de la pyrite. Il y a alors diminution de la population de bactéries et le pH ne varie pas. À l'étape 2, la surface de la pyrite devient le principal site d'oxydation et le  $Fe^{+2}$  est transformé en  $Fe^{+3}$  par l'oxydation bactérienne. À l'étape 3, l'attaque superficielle de la pyrite débute. Cette étape est caractérisée par l'abondance de  $Fe^{+3}$  dans la solution, il y a croissance de la population bactérienne, diminution de pH et une quantité faible de fer ferreux. L'étape 4 se caractérise par l'apparition de zones de dissolution profondes dans la pyrite.

Les processus galvaniques peuvent, dans certains cas, contrôler la dissolution d'un sulfure par rapport à un autre (Lowson 1982; Kwong et al. 1995; Perkins et al. 1995). Une réaction galvanique peut se produire lorsque deux sulfures de composition différente sont en contact dans une solution acide de sulfate ferrique, qui constitue en fait une cellule galvanique naturelle. Les réactions galvaniques sont indépendantes de la concentration en oxygène dissous dans la solution, car un des deux minéraux agit comme agent oxydant et l'autre comme réducteur. D'après Perkins et al. (1995), les interactions minéral-solution peuvent être résumés comme suit : (1) La précipitation des oxyhydroxydes génère de l'acide et consomme des métaux; (2) la dissolution et la précipitation des sulfates auront une incidence sur la qualité des métaux dissous et des solides totaux dissous (STD); (3) la dissolution des carbonates, silicates, et oxyhydroxydes consomme de l'acide.

### 2.4.2 Processus physiques

Les processus physiques sont couplés et ont des effets combinés lors de la génération de drainage minier acide dans les haldes à stériles, soit l'écoulement multiphase des fluides, la diffusion des gaz et le transfert de chaleur. L'interaction entre ces processus peut mener à des comportements très différents et à des niveaux très variables de génération de DMA. Les haldes de stériles ont une zone partiellement saturée et occupent des volumes importants favorisant l'accroissement de la température dans une halde. Cet accroissement est causé par la production de chaleur reliée à l'oxydation exothermique de sulfures (pyrite). Les processus géochimiques impliqués dans la production de DMA sont couplés avec d'autres processus physiques par un cycle complexe. La figure 2.5 représente un modèle conceptuel simplifié des principaux processus physiques agissant dans une halde à stériles.

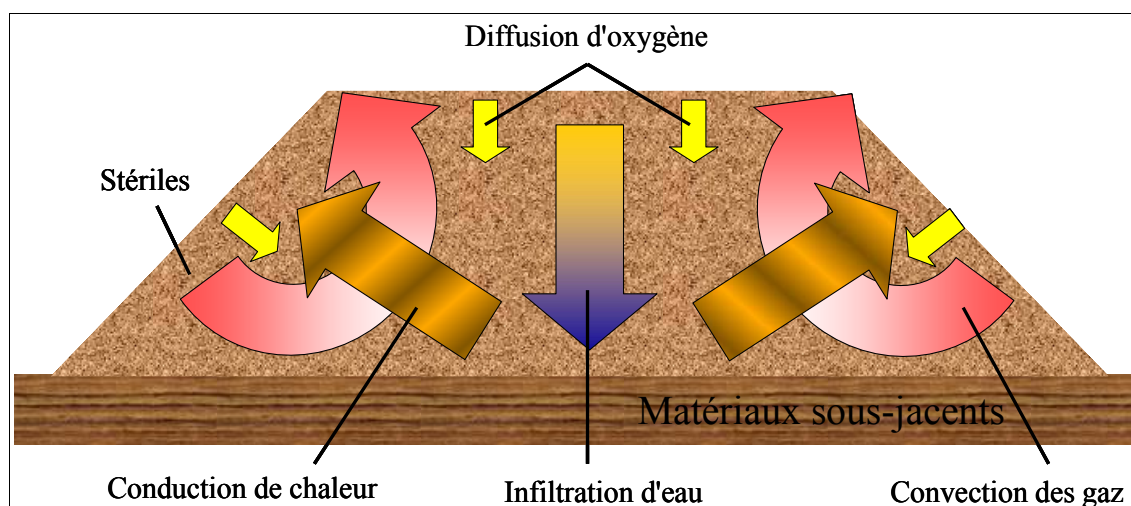


Figure 2.5. Modèle conceptuel des principaux processus physiques agissant dans les haldes à stériles (Lefebvre et al. 2001a)

L'enthalpie de la réaction d'oxydation est de  $-14092 \text{ kJ/mol}$  (Lefebvre 1994). La quantité de chaleur produite par l'oxydation est dissipée vers la surface et la base de la halde par conduction. Les gradients de température ainsi engendrés entraînent des gradients de densité des gaz qui initient la convection thermique de l'air dans les haldes si la

perméabilité des stériles est suffisante. Puisque la colonne de gaz dans la halde est plus chaude que celle à l'extérieur, elle a tendance à se déplacer vers le haut et à s'échapper à la surface tandis que l'air à l'extérieur de la halde pénètre dans la halde par sa bordure. La convection d'air apporte dans la halde de l'oxygène qui est utilisé dans la réaction d'oxydation de la pyrite pour continuer à produire de la chaleur et poursuivre ce cycle. L'infiltration d'eau permet le transfert de la chaleur par convection. Les mouvements de gaz dans la halde provoquent l'évaporation, la condensation de la vapeur d'eau et la redistribution de la saturation dans la halde. Ce cycle est autorégulé par l'augmentation ou la diminution de l'activité bactérienne en réponse aux conditions engendrées.

#### ***2.4.2.1 Écoulement multiphase des fluides***

L'écoulement multiphase dans le milieu poreux (liquide et gaz) joue un rôle dans la formation du DMA puisqu'il contrôle le mouvement des fluides. L'ensemble des processus dépend d'une façon ou d'une autre de l'écoulement multiphase : l'infiltration d'eau, l'apport d'oxygène, le transfert de chaleur par advection, ainsi que le transfert de masse (lixiviat) dans la halde et vers l'extérieur. Les propriétés capillaires des milieux poreux contrôlent la répartition des fluides immiscibles tels que l'air et l'eau. Ces propriétés résultent de la tension interfaciale, de l'attirance relative des fluides pour les surfaces solides (la mouillabilité), du sens de l'écoulement (effets d'hystérésis) et des caractéristiques du milieu poreux (surtout la dimension des pores). Ces propriétés capillaires sont également responsables de la présence d'une saturation résiduelle. La pression capillaire dans un milieu poreux est définie comme la différence de pression entre les deux phases fluides immiscibles à leurs interfaces lorsqu'elles sont distribuées sous un équilibre statique dans le milieu poreux (eau-air). L'équation de Laplace relie la pression capillaire  $P_c$  à la tension interfaciale  $\sigma$  qui existe entre les deux fluides immiscibles et aux rayons de courbure principaux de l'interface des deux fluides immiscibles est donnée comme suit (tirée de Lefebvre 2006) :

$$p_c = \frac{2\sigma \cos \theta_c}{r_c} \quad [2.9]$$

Cette dernière équation décrit la pression capillaire dans un tube capillaire et dans les matériaux poreux (courbe de rétention d'eau). Lorsque cette expression est utilisée pour représenter la pression capillaire dans les milieux poreux, cela implique que ceux-ci sont représentés par un ensemble de tubes capillaires dont la distribution des rayons est contrôlée par la géométrie (granulométrie) des pores et la texture du milieu. La pression capillaire peut aussi être dérivée de la hauteur de remontée du fluide mouillant  $h$  et de la différence de densité  $\Delta\rho$  entre les fluides immiscibles, où  $g$  est l'accélération gravitationnelle :

$$p_c = \Delta\rho \cdot g \cdot h \quad [2.10]$$

Les propriétés capillaires des milieux poreux affectent la distribution des fluides surtout au contact entre deux zones saturées par des fluides immiscibles différents. Par exemple, au-dessus de la surface libre d'un aquifère, l'eau est affectée par la capillarité et se retrouve à une pression inférieure à la pression atmosphérique. La saturation résiduelle correspond au niveau de saturation à partir duquel il y a perte de continuité hydraulique dans l'eau. En condition statique, la saturation est en équilibre avec la pression capillaire présente à chaque niveau.

Le concept de la perméabilité relative (figure 2.6) peut être expliqué de la façon suivante : La distribution des fluides est contrôlée par les propriétés capillaires du milieu poreux. Dans un milieu poreux contenant plus d'un fluide, les pores les plus petits contiennent le fluide mouillant (eau) tandis que le fluide non mouillant (air) se retrouve dans les plus grands pores. L'écoulement des fluides ne se produit pas dans les mêmes pores simultanément. Lorsque la saturation d'un fluide diminue, sa distance d'écoulement dans son réseau augmente tandis que sa section d'écoulement diminue causant une réduction de sa perméabilité relative. La somme des perméabilités relatives des deux fluides est inférieure à 1 à cause de l'interférence entre les réseaux d'écoulement des deux fluides ce qui résulte en un débit total réduit par rapport à l'écoulement d'un seul fluide (Lefebvre 1994):

$$q_w = k \frac{k_{rw}}{\mu_w} (\nabla p_w - \rho_w g) \quad [2.11]$$

et

$$q_a = k \frac{k_{ra}}{\mu_a} (\nabla p_a - \rho_a g) \quad [2.12]$$

$k$  : Perméabilité ( $m^2$ );  $k_r$  : Perméabilité relative de la phase;  $\mu$  : Viscosité de la phase (Pa·s);  $\nabla p$  : Gradient de la pression de la phase ( $P=P_{\text{référence}}+P_c$ ) (Pa);  $g$  : Vecteur gravitationnel ( $m/s^2$ );  $\rho$  : Densité de la phase ( $kg/m^3$ )

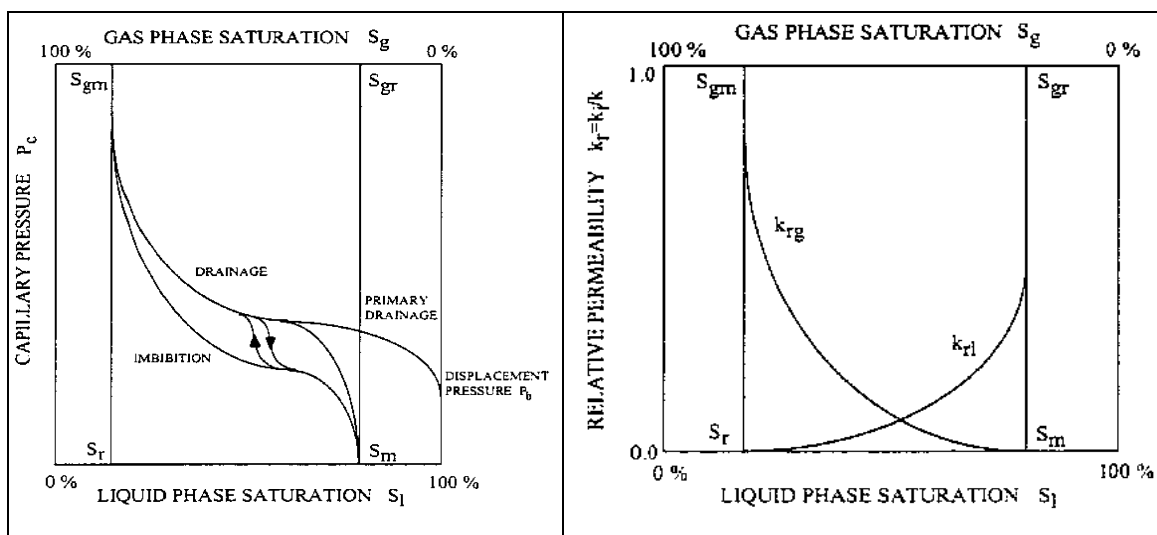


Figure 2.6. Courbes de perméabilité relative et pression capillaire en fonction de la saturation en liquide (tirée de Nastev 1998)

#### 2.4.2.2 Particularités d'écoulement de l'eau en milieu hétérogène partiellement saturé

On reconnaît depuis longtemps que l'écoulement de l'eau, que ce soit dans les systèmes naturels ou ailleurs, est un processus très complexe. D'ailleurs, Leonardo da Vinci a une fois déclaré : *souvenez-vous, lorsque vous discutez de l'eau, d'invoquer d'abord l'expérience, puis la raison*. Galileo Galilei s'est quant à lui lamenté : *je peux prédire les mouvements des corps célestes, mais il m'est impossible d'expliquer quoi que ce soit sur le mouvement d'une petite goutte d'eau* (ressources naturelles Canada-[www.rncan.gc.ca](http://www.rncan.gc.ca)). Notre compréhension de l'écoulement de l'eau s'est certainement grandement améliorée,



mais il y a encore des d'éléments inconnus, en particulier en ce qui concerne l'écoulement préférentiel de l'eau dans un milieu hétérogène non saturé. L'écoulement préférentiel est un processus complexe qui influence l'écoulement de l'eau et le transport de masse dans les sols à différentes échelles. Beaucoup d'études ont fait avancer notre compréhension au sujet de la structure physique des voies préférentielles et de leurs effets sur l'écoulement de l'eau et le transport de masse. Les raisons qui expliquent la complexité de l'écoulement sont nombreuses, mais les facteurs importants sont la nature complexe des pores, l'hétérogénéité physique et le mode de dépôt. Ces facteurs donnent naissance à des trajectoires irrégulières détournées et des surfaces spécifiques de rétention d'eau non uniforme.

La distribution spatiale des matériaux, la forme et le mode de dépôt des haldes à stériles gouvernent et déterminent la capacité des matériaux à entreposer et distribuer l'eau (propriétés hydriques). L'écoulement de l'eau est souvent qualifié de préférentiel, car il ne tend pas à se déplacer comme un front de mouillage. On pourrait décrire de plusieurs façons ce type d'écoulement : écoulement par dérivation, écoulement non équilibré, écoulement canalisé, écoulement par digitation (*fingering*) ou écoulement court-circuité. Ces différentes descriptions renvoient toutes à la tendance de l'eau à s'écouler à travers une portion de système (milieu poreux). Comme l'eau a une forte tension superficielle, la capacité d'un pore particulier à conduire l'eau dépend de sa dimension et sa géométrie, du fait que l'eau est en écoulement libre ou non et du fait que l'écoulement de l'eau survient à un certain degré de succion (écoulement à non saturation). Selon le degré de saturation (succion de l'eau), les pores dépassant une certaine taille seront incapables de participer à ce type d'écoulement et resteront donc secs.

Le phénomène de digitation est une version de l'écoulement préférentiel de l'eau dans la zone non saturée. La digitation peut survenir quand l'eau s'infiltré dans un profil où une couche à texture fine repose sur une couche à texture grossière. Quand le front de mouillage de la couche à texture fine entre en contact avec la couche à texture grossière, la capillarité de ce dernier est souvent insuffisante pour attirer l'eau de l'autre côté de l'interface. Si la conductivité hydraulique du matériau grossier est beaucoup plus élevée que le taux

d'infiltration dans le matériau fin, la pénétration de l'eau dans le matériau grossier surviendra en des points isolés le long de l'interface plutôt que sur toute sa longueur. Une fois que la pénétration a lieu, l'eau s'écoule rapidement par le point de pénétration, ce qui cause un mince doigt d'eau qui se déplace rapidement à partir de l'interface vers le matériau grossier mais la majorité du matériau grossier reste sec (Baker et Hillel 1990; Hillel et Baker 1988).

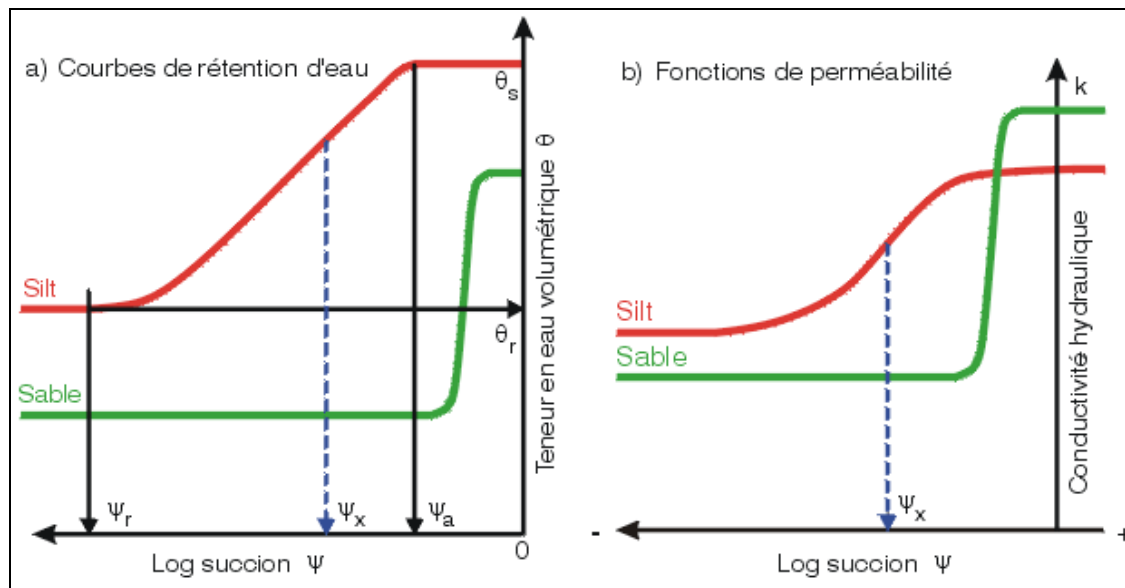


Figure 2.7. Fonctions hydrauliques schématisées (Aubertin et al. 2002a)

Steenhuis et Parlange (1991) et Wang et al. (2003) ont démontré qu'il ne faut pas nécessairement des sols stratifiés pour que le phénomène de digitation (instabilités d'écoulement) soit déclenché, et que ce dernier peut survenir dans un sol sableux relativement homogène à des cadences de précipitation substantiellement inférieures à la conductivité hydraulique en milieu saturé. Dans un profil sableux homogène, les doigts (filet d'eau) sont plus ou moins verticaux, mais dévient davantage de leur trajectoire verticale à mesure que le sable devient hétérogène. Allaoui et al. (2003) ont utilisé le modèle à double porosité (MACRO) et l'approche par la théorie de l'onde cinématique (AOC) pour déterminer l'importance de l'écoulement préférentiel dans un sol non saturé. Bien que le flux instable des fluides ait été reconnu, il a été généralement associé à des

conditions spécifiques qui interfèrent avec la tension superficielle normale et l'écoulement visqueux qui stabilise l'eau dans un milieu poreux. Hormis ces états ou conditions extrêmes, l'écoulement préférentiel de l'eau a été généralement attribué à l'hétérogénéité et non à l'instabilité dans la phase liquide. Cependant, il est connu en mécanique des fluides et en ingénierie pétrolière sous certaines conditions que le flux des fluides devient instable dans un milieu parfaitement uniforme ou même quand un fluide traverse un autre dans un milieu non consolidé. Ces concepts ont été prolongés aux applications hydrogéologiques (Parlange et Hill 1976) pour prévoir les conditions sous lesquelles l'instabilité d'écoulement peut se produire. Une fois que l'écoulement devient instable, la digitation déviara une partie significative du fluide et transportera le fluide beaucoup plus rapidement et plus profondément que dans des conditions stables d'écoulement. Nieber (2001) présente une revue de littérature des études expérimentales et théoriques d'écoulement préférentiel dans la zone non saturée. Des recherches précédentes ont montré que l'instabilité d'écoulement dans la zone non saturée peut se produire dans deux cas : (1) écoulement vertical lorsque une couche de texture fine superpose une autre couche de nature grossière (Nieber 1996 ; Wang et al. 1998b) ; (2) une infiltration dans un milieu hydrophobe (Van Ommen et al. 1988 ; Hendrickx et al. 1993; Carrillo et al. 2000; Wang et al. 1998b 2000b).

Les expériences d'infiltration dans des milieux poreux parfaitement uniformes ont également montré un écoulement instable induit par compression d'air en avant front de mouillage (Wang et al. 1997 1998c) ou sous une faible infiltration dans la zone non saturée (Selker et al. 1992; Geiger et Durnford 2000). Une autre condition qui peut causer l'instabilité d'écoulement dans un milieu poreux uniforme est la redistribution suite à une cessation d'infiltration. Ce phénomène a reçu peu d'attention dans la littérature, vraisemblablement parce que la redistribution du front d'eau n'est pas considérée être différente du front d'infiltration. Cependant, parce que la redistribution est un processus hydrogéologique naturel, il est important de comprendre à quel point le processus peut être instable et quels facteurs influencent son occurrence. Bien que Nicholl et al. (1994) aient observé le phénomène de digitation lors de la redistribution d'eau dans une fracture initialement sèche, Diment et Watson (1985) ont plutôt démontré que la redistribution cause l'instabilité d'écoulement dans un matériau grossier à texture uniforme.

Il semble donc que l'écoulement de l'eau dans les sols non saturés soit un processus beaucoup plus complexe que les concepts auparavant adoptés d'un écoulement matriciel relativement uniforme. Aussi, les conductivités hydrauliques observées en sols non saturés peuvent dépendre grandement des taux d'arrivée d'eau et des niveaux d'hydratation précédents ainsi que de la nature hétérogène du sol même. En raison de son mouvement rapide, l'écoulement préférentiel permet un transport beaucoup plus rapide des contaminants et crée des conséquences significatives et des impacts directs sur la qualité d'eau. Dans certaines conditions favorables, un écoulement latéral peut apparaître dans la zone non saturée du sol, au-dessus du niveau phréatique principal. Ce type d'écoulement résulte de la diminution souvent rapide de la conductivité hydraulique avec la profondeur, ce qui fait que la conductivité hydraulique horizontale est alors beaucoup plus grande que la conductivité verticale. Les conditions sont favorables à la formation de ce type d'écoulement lorsqu'il y a des surfaces de stratification.

L'écoulement d'eau sous des conditions non saturées tend à être à l'opposé de ce qui est observé dans un milieu saturé. Dans des conditions de saturation, l'écoulement de l'eau se fait dans le matériau grossier où les plus grands pores sont présents. Cependant, dans des conditions de non saturation, l'écoulement d'eau se fait dans le matériau fin où seuls les éléments fins retiennent l'eau par les forces de capillarité. Newman et al. (1997) présentent un cas où l'eau coule préférentiellement dans les éléments fins en condition non saturée et dans les éléments grossiers en conditions proche de la saturation. Birkholzer et Tsang (1997) ont effectué une modélisation détaillée et sont arrivés aux mêmes conclusions. El Boushi (1969) a étudié l'infiltration de l'eau dans un milieu avec des particules de nature grossière, il a signalé que la présence d'une portion de particules de nature fine peut agir comme une zone d'attraction d'eau. Suite à des études en laboratoire et à l'aide de la modélisation numérique dans un système avec des couches verticales partiellement saturées, Newman et al. (1997) ont montré que l'eau liquide peut être transportée préférentiellement dans le matériau fin plutôt que dans le matériau grossier. Le développement de ce type d'écoulement est le résultat d'un changement dans la conductivité hydraulique avec augmentation de la succion. La présence des chemins ouverts facilite l'écoulement de l'eau liquide à travers la halde à stériles. La référence aux

voies préférentielles d'écoulement est commune dans la littérature mais il y a très peu de descriptions quantitatives des matériaux à travers lesquels l'écoulement se fait.

La distribution de la saturation en eau et de l'écoulement de l'eau dans les haldes à stériles sont difficiles à mesurer et à prédire. Les études récentes ont éclairé certains phénomènes qui affectent l'écoulement dans les haldes à stériles tels que les écoulements localisés et les effets de barrière capillaires. La présence des couches horizontales ou inclinées peut contrôler l'écoulement d'eau dans une halde. Cette situation a été observée *in situ* et dans des modèles physiques en laboratoire (Li 2000; Morin et Hutt, 1994; Bussière et al. 2002). L'effet de barrière capillaire apparaît lorsqu'une couche de matériaux fins repose sur une couche de matériaux grossiers. L'eau est retenue préférentiellement dans les matériaux à granulométrie fine due aux forces de capillarité, ce qui est fréquent dans les empilements de stérile (Aubertin et al. 1996; Bussière et al. 2002 2003a). Ce concept de barrière capillaire a été proposé pour contrôler l'écoulement d'eau et de l'air dans les haldes (Poulin et al. 1996; Lamontagne et al. 2000; Lefebvre et al. 2001b; Fala et al. 2003, Wilson et al. 2003). Cette technique sert aussi comme méthode de recouvrement pour limiter la circulation d'eau et l'apport d'oxygène pour minimiser ou empêcher le processus d'oxydation (Zhan et al. 2001; Bussière et al. 2003b, Wilson, 2003).

Puisqu'il y a écoulement simultané des fluides dans les haldes à stériles, les mouvements de l'eau affectent l'écoulement de gaz et les processus d'oxydation ainsi que le transfert de masse. De plus, la cinétique de diffusion et d'advection d'oxygène est fonction de la saturation en eau (Aachib et al. 2002; Mbonimpa et al. 2003; Ritchie 2003). Ainsi, dans les roches stériles réactives, le mouvement de l'eau est accompagné du transport d'éléments solubles, influencé par des processus de solubilisation et de précipitation (Molson et al. 2005). Les gradients thermiques engendrés par l'oxydation exothermique des sulfures peuvent ajouter plus de complexité par la convection de gaz et le transfert de vapeur d'eau et sa condensation localisée (Lefebvre et al. 2001a 2001b). La percolation des eaux chargées en produits acides peut causer une série des réactions, incluant la dissolution, la précipitation et la mobilisation des métaux. Pour cela, l'organisation des voies préférentielles d'écoulement est critique pour la prévention, le contrôle et le désigne des

haldes afin de minimiser l'impact environnemental. Comme l'eau est une composante intégrale dans la formation de DMA, elle sert de vecteur transporteur des contaminants. Pour cela, la nature hétérogène du milieu et le degré des interactions doivent être factorisés dans n'importe quelle méthode prédictive où modèle de comportement des haldes à stériles.

### ***2.4.2.3 Mécanismes de transport d'oxygène***

Dans les stériles miniers qui forment souvent des accumulations très importantes de matériaux grossiers, l'apport d'oxygène peut se faire par convection thermique de la phase gazeuse en plus de la diffusion en phase gazeuse. La diffusion dans la phase gazeuse joue un rôle dans le drainage minier acide en contribuant à l'apport d'oxygène dans les matériaux non saturés. La diffusion permet également le transfert de vapeur d'eau des régions chaudes vers les régions froides et affecte ainsi, mais de façon mineure, le transfert de chaleur. Enfin, la diffusion en phase aqueuse est nécessaire au transfert des produits d'oxydation (sulfates, fer, ions hydrogènes) vers l'extérieur des blocs où se fait l'oxydation (Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 2001a 2001b).

La figure 2.8 illustre les différents mécanismes responsables du transfert d'oxygène. Le potentiel de la diffusion est la concentration d'oxygène, ce mécanisme (diffusion) est influencé par la porosité des stériles, la saturation en eau et la réactivité des stériles ou la consommation d'oxygène (Wels et al. 2003). Or, les potentiels de la convection d'air sont la température, la pression d'air (vent, pression barométrique) et la composition d'air (e.g. O<sub>2</sub>, vapeur d'eau). Les facteurs qui influencent ce mécanisme (convection) sont la réactivité des stériles, la géométrie des haldes (ratio H/L, bancs), les propriétés physiques (perméabilité à l'air) et la structure interne (zones de blocs et des cheminées) (Wels et al. 2003). Le pompage barométrique peut se définir comme étant la variation de la pression barométrique (cycle quotidien) induisant le mouvement des gaz dans la zone non saturée et les échanges avec l'atmosphère. Les facteurs qui influencent ce phénomène sont les conditions climatiques, la géométrie de la halde, les propriétés physiques (granulométrie et perméabilité à l'air), la structure interne de la halde comme la présence de zone de blocs et cheminées (Wels et al. 2003).

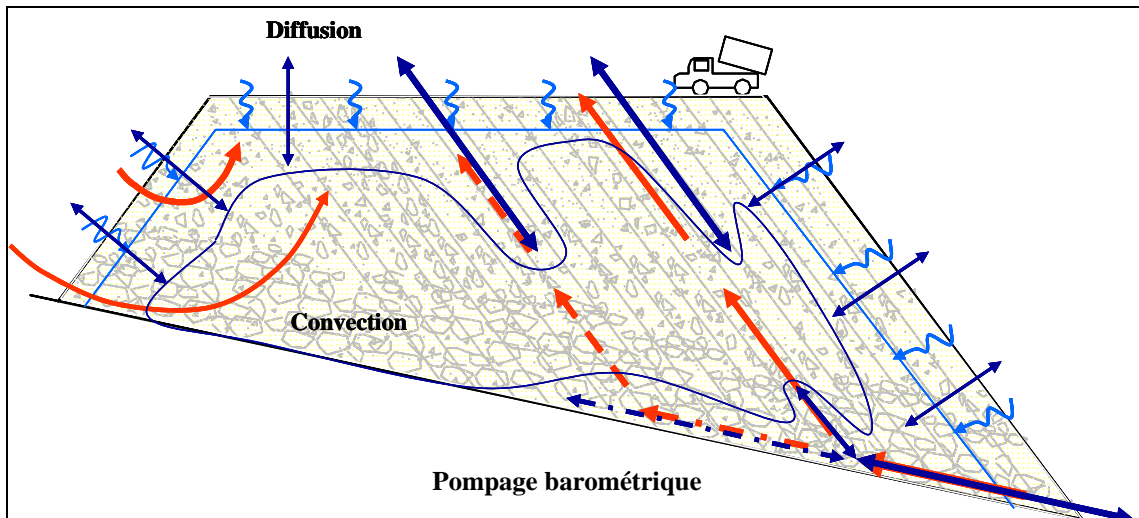


Figure 2.8. Mécanismes de transport d'oxygène (figure originale de Wels et al. 2003)

Aachib (1997) a fait la revue des méthodes de mesure de la diffusivité en laboratoire. Cette propriété peut être aussi mesurée sur le terrain par l'observation des profils de concentration d'oxygène. Fick a énoncé une loi de comportement empirique qui établit que le flux de diffusion d'un composé dans un fluide est directement proportionnel au gradient de concentration de ce composé dans le fluide. La loi de Fick peut être exprimée selon que l'on calcule le flux molaire  $J_i$  ( $\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ ) ou le flux massique  $F_i$  ( $\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ ) de composé  $i$ . en une dimension, le flux molaire diffusif est :

$$J_i = -D_0^i \cdot \frac{dC_i}{dl} \quad [2.13]$$

où  $C_i$  ( $\text{mol}/\text{m}^3$ ) est la concentration molaire du composé  $i$  dans le fluide. La loi de Fick peut s'exprimer en termes de flux de masse comme suit :

$$F_i = -D_0^i \cdot \rho_f \cdot \frac{dw_f^i}{dl} \quad [2.14]$$

où,  $\rho_f(\text{kg/m}^3)$  est la densité de fluide.  $w_f^i$  est la fraction de masse du composé  $i$  dans le fluide. Dans les deux expressions précédentes, la constante de proportionnalité est le coefficient de diffusion  $D_0^i(\text{m}^2/\text{s})$  du composé  $i$  dans le fluide. La diffusivité effective  $D_e$  des composés dans le milieu poreux est moindre que celle dans les fluides libres  $D_0$  parce que la présence des solides rend le parcours plus tortueux et limite la capacité de diffusion de ces composés. Dans le milieu poreux la loi de Fick s'écrit donc de la même façon que pour les fluides libres mais en substituant  $D_e$  pour  $D_0$ . Le flux de masse diffusif dans un milieu poreux s'écrit comme suit:

$$F_i = -D_e^i \cdot \rho_f \frac{dw_f^i}{dl} \quad [2.15]$$

La diffusivité effective  $D_e$  est fonction de la tortuosité du milieu, de la saturation en fluides et de la porosité. Le modèle le plus simple de diffusivité effective appliqué aux composés dans la phase gazeuse est un modèle linéaire. La définition de la tortuosité dans ce modèle est différente de celle utilisés généralement pour référer à la diffusivité effective des milieux poreux. Cette définition de la tortuosité ( $\tau'$ ) est la même que celle appliquée aux problèmes de dispersion dans les milieux poreux (de Marsily 1986). Pour la diffusion d'un gaz dans un milieu partiellement saturé, ce modèle linéaire s'exprime par (Pruess 1987) :

$$F_i = -n \cdot S_g \cdot D_0^i \cdot \rho_f \cdot \frac{dw_f^i}{dl} \quad [2.16]$$

où  $F_i(\text{kg/m}^2 \cdot \text{s})$  est le flux de masse diffusif;  $n(-)$  est la porosité du milieu poreux;  $S_g(-)$  est la saturation en gaz;  $\tau'$  est la tortuosité du milieu poreux;  $D_0^i(\text{m}^2/\text{s})$  est le coefficient de diffusion du composé  $i$  dans le fluide libre;  $\rho_f(\text{kg/m}^3)$  est la densité de fluide;  $w_f^i$  est la fraction de masse du composé  $i$  dans le fluide;  $l$  est la longueur (m).



#### 2.4.2.4 Transfert de chaleur

L'oxydation de la pyrite est exothermique, l'enthalpie de cette réaction est de -14092 kJ/mol de pyrite (Lefebvre 1994). Si on peut évaluer le taux de production de chaleur à partir des profils de température, on peut estimer le taux de la production de drainage minier. Le transfert de chaleur dans un milieu poreux est fortement lié aux propriétés thermiques des solides, du milieu poreux et des fluides en présence. Le transfert de chaleur dans les haldes à stériles s'effectue essentiellement par conduction à travers l'ensemble de la halde et l'advection qui permet le transfert de l'énergie thermique contenue dans les fluides. Les relations mathématiques présentées dans cette section ont été extraits de Lefebvre (1994 et 2006). Tout d'abord, Le transfert de chaleur par conduction est régit par la loi de Fourier qui détermine que le flux thermique  $q_{th}$  ( $J/s \cdot m^2$  ou  $W/m^2$ ) est le produit de la conductivité thermique du matériel  $\lambda$  ( $W/m \cdot ^\circ C$ ) et du gradient de température ( $^\circ C / m$ ).

$$3D : q_{th} = -\lambda \cdot gradT \quad [2.17]$$

$$1D: q_{th} = -\lambda \cdot \frac{\partial T}{\partial x} \quad [2.18]$$

Le transfert de chaleur par conduction dans un système ayant une source interne est représenté par l'équation différentielle suivante :

$$-\nabla q_{th} + Q(x) = -\nabla(-\lambda_g \cdot gradT) = c\rho_g \cdot \frac{\partial T}{\partial t} \quad [2.19]$$

où :  $\lambda_g$  est la conductivité thermique globale ( $W/m \cdot ^\circ C$ ),  $T$  est la température ( $^\circ C$ ),  $t$  est le temps (s),  $q_{th}$  est le flux de chaleur ( $W/m^2$ ),  $x$  est la distance (m),  $Q(x)$  est la source de chaleur ( $W/m^3$ ),  $c\rho_g$  est la capacité thermique volumique globale ( $J/m^3 \cdot ^\circ C$ ). Cette équation différentielle exprime le principe de conservation d'énergie. La production de

DMA se produit sur de très longues périodes et on peut considérer ce système comme étant dans un état quasi stationnaire ( $\frac{\partial T}{\partial t}=0$ ). L'équation devient alors :

$$Q_x = -\lambda \frac{d^2 T}{dx^2} \quad [2.20]$$

Cette expression démontre que seulement la courbure de profil de température implique la production de chaleur est non seulement la simple augmentation de la température. En utilisant cette dernière relation, la production de chaleur par l'oxydation de la pyrite peut être dérivée à partir des profils de température si la conductivité thermique est connue (Lefebvre 1994).

La discussion précédente s'applique aux cas où le transfert de chaleur est dominé par la conduction. Cependant, la chaleur peut également être transmise par l'écoulement des fluides dans le milieu poreux. Le flux de chaleur par advection  $q_{th}$  (W/m<sup>2</sup>) est exprimé comme suit :

$$q_{th} = q_f \cdot \rho_f \cdot c_f \cdot T \quad \text{ou, } q_{th} = q_f \cdot \rho_f \cdot h_f \quad [2.21]$$

$q_f$  (m/s) est le flux volumique de fluide,  $\rho_f$  (kg/m<sup>3</sup>) est la densité de fluide,  $c_f$  (J/kg·°C) est la capacité thermique,  $T$  (°C) est la température,  $h_f$  (J/kg) est l'enthalpie spécifique du fluide. Lorsque la conduction et l'advection sont impliquées simultanément, la loi de conservation s'exprime comme suit :

$$\lambda_g \cdot \nabla^2 T - q_f \cdot c_f \cdot \rho_f \cdot \nabla T + Q(x) = c\rho_g \cdot \frac{\partial T}{\partial t} \quad [2.22]$$

La conduction de chaleur, représentée par le premier terme de gauche, se produit à travers l'ensemble du milieu (solide et fluide). Par contre, dans les halles à stériles, l'air et l'eau contribuent au transfert de chaleur par advection. L'infiltration d'eau produit généralement un flux de chaleur vertical vers le bas, le déplacement des gaz et le flux de

chaleur qu'elle entraîne peut être dans toutes les directions selon les gradients de température. Le tableau 2.4 est une comparaison entre le transfert de chaleur par conduction et le transfert de chaleur par advection.

Tableau 2.4. Comparaison entre le transfert de chaleur par conduction et par advection

<b>Transfert par conduction</b>	<b>Transfert par advection</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ La perte de chaleur par conduction affecte la distribution de la température dans les haldes.</li> <li>▪ Les fluctuations externes de la température affectent le transfert de chaleur par conduction.</li> <li>▪ Relativement limitée, de 5 à 10 m</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Grâce aux flux qui naît des différences de densité</li> <li>▪ Les gradients de température entre air ambiant et gaz à l'intérieur peuvent générer des mouvements des gaz.</li> <li>▪ L'importance de la convection est confirmée par la sortie d'air chaud à la surface.</li> </ul>

## 2.5 INTERACTION DES PROCESSUS PHYSICO-CHIMIQUES

Des modèles conceptuels des principaux processus de transfert interne ont été proposés pour expliquer les différents modes d'interaction entre ces processus impliqués dans la génération de DMA (Lefebvre et al. 2001a; Pantelis et al. 2002). Les processus de transfert d'oxygène et de chaleur sont les plus importants parmi les processus internes. Le transfert de la chaleur est assuré par conduction et par advection des fluides. Ces mécanismes de transfert causent une perte de chaleur significative et affectent la distribution de la température à l'intérieur d'une halde (Lefebvre 1994 ; Wels et al. 2003). En plus de la diffusion, le transfert de l'oxygène peut augmenter considérablement par la convection de gaz en réponse au gradient de température relié à l'oxydation de la pyrite (figure 2.9). De cette manière, les processus géochimiques affectent directement le transfert de gaz et de chaleur. À leur tour la concentration en oxygène et la température affectent le taux d'oxydation et d'autres processus géochimiques. L'eau fournie par infiltration affecte les processus géochimiques et assure le stockage de la masse transportée.

Les processus physico-chimiques sont couplés, leur description sert de base pour établir le modèle conceptuel représentatif. Hockley et al. (1995) ont regroupé l'ensemble des processus reliés au drainage minier acide en trois classes (figure 2.10) : 1) Processus externes et variables d'action à la surface de la halde (P, T) ; 2) Processus internes (actifs à l'intérieur de la halde), les retenus externes (réponse du système) ; 3) le système de contrôle qui vise la limitation des impacts de DMA. Hockley et al. (1995) et Lefebvre et al. (2001a) ont aussi identifié trois types de couplage entre ces processus : 1) un seul sens de couplage lorsqu'un processus affecte directement un autre ; 2) deux sens de couplage lorsque deux processus s'influencent mutuellement entre eux ; 3) couplage indirect.

La géologie, la morphologie, la structure, l'histoire du site ainsi que les propriétés des matériaux (ex : perméabilité) ont un effet direct sur l'amplitude de transfert de liquide, de gaz, de chaleur et aussi un effet indirect sur les processus géochimiques et le transport de masse. Le transport d'oxygène est contrôlé par des interactions complexes des propriétés physico-chimiques des haldes (Wels et al. 2003). (Pantelis et Ritchie 1991; Pantelis et al. 2002; Lefebvre et al. 2001b). L'accessibilité de l'oxydant (oxygène) à la pyrite dans les fragments rocheux est un facteur limitant à long terme (Jaynes et al. 1984a; Pantelis et Ritchie 1991; Lefebvre et al. 2001b ; Pantelis et al. 2002). Les conditions externes exercées sur une halde ne sont pas constantes.

La pression atmosphérique et la température sont soumises à des variations journalières et saisonnières. Lors de variations de la pression atmosphérique, la compression de l'air à l'intérieur de la halde permet l'entrée de l'oxygène atmosphérique (Massmann et Farier 1992). Un tel effet peut être important à prendre en considération dans les haldes à stériles (Lefebvre et al. 1998). L'augmentation de pression barométrique peut améliorer l'entrée d'oxygène et sa décroissance a tendance à s'opposer à l'écoulement de gaz dans le milieu (Wels et al. 2003).

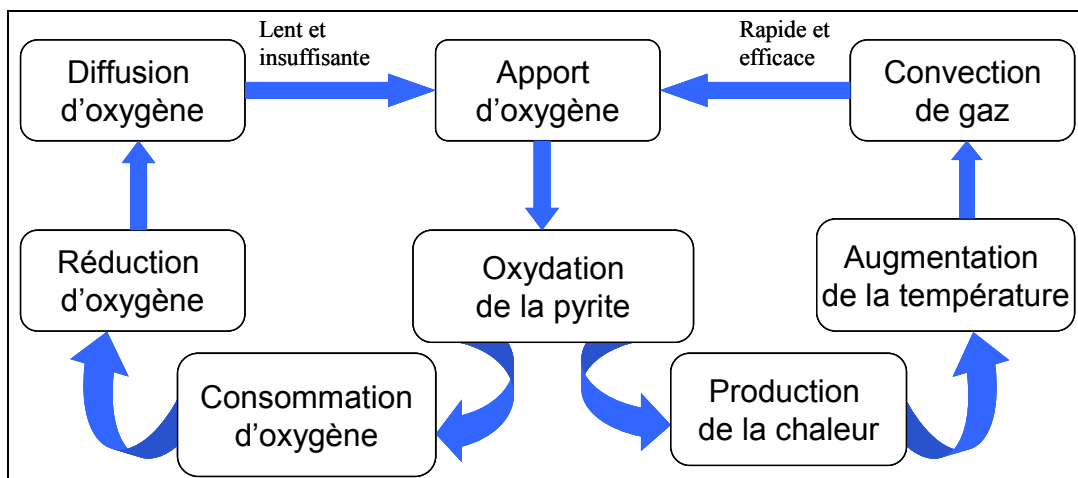


Figure 2.9. Lien entre l'oxydation de la pyrite et les mécanismes d'approvisionnement en oxygène (modifiée de Lefebvre et al. 2001a)

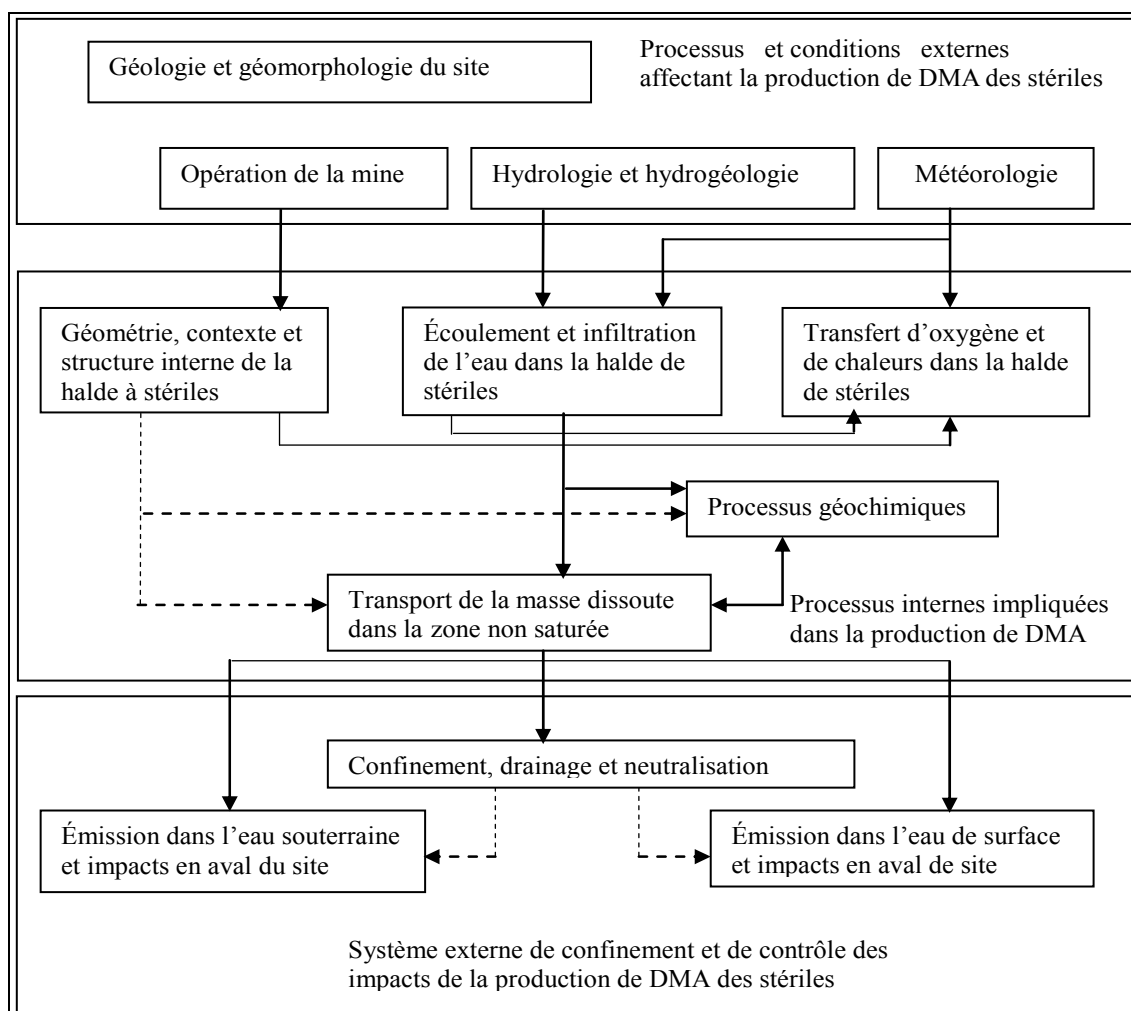


Figure 2.10. Les processus couplés affectant la production de drainage minier acide (modifié de Lefebvre et al. 2001a, figure originale de Hockley et al. 1995)

## 2.6 MODÉLISATION NUMÉRIQUE

### 2.6.1 Introduction

Un modèle numérique est une simulation mathématique d'un ensemble de processus. Ces processus peuvent être physiques ou chimiques, dépendamment du type de problème étudié. Le modèle numérique est différent d'un modèle physique à l'échelle du laboratoire ou du terrain. Indépendamment de la façon avec laquelle les relations et les rapports ont été développés, le fait d'utiliser les mathématiques pour simuler des processus impliqués dans un système naturel mène à développer une compréhension plus approfondie du système. La modélisation peut même permettre de comprendre ou de découvrir des processus physiques précédemment inconnus (e.g. simuler l'écoulement d'eau en zone non saturé et découvrir que cet écoulement se fait préférentiellement en milieu hétérogène). L'approche scientifique est comparée à l'approche d'ingénierie et à la modélisation numérique dans le tableau 2.5.

Tableau 2.5. Modèle numérique et approches scientifiques (MEND 2004)

<i>Approche scientifique</i>	<i>Approche d'ingénierie</i>	<i>Modèle numérique</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Observation</li> <li>▪ Mesure</li> <li>▪ Interprétation et exploitation</li> <li>▪ Vérification</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Définition de problème</li> <li>▪ Quels processus se produisent?</li> <li>▪ Comment ces processus sont impliqués?</li> <li>▪ La solution est-elle conforme avec les conditions?</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Développement de modèle conceptuel</li> <li>▪ Définir le modèle théorique</li> <li>▪ Développer ou obtenir un modèle numérique</li> <li>▪ Résolution /simulation.</li> </ul>

Même si la modélisation numérique a certains avantages par rapport à la modélisation physique, les deux approches sont complémentaires :

- Les modèles numériques peuvent être développés très rapidement;
- Un modèle physique est habituellement limité à un ensemble étroit de conditions;
- Le modèle numérique peut être employé pour étudier une variété de scénarios;

- Les modèles numériques n'ont aucune difficulté avec l'effet de la pesanteur, qui est une limitation dans le cas d'un modèle physique à l'échelle du laboratoire.
- Le modèle numérique fournit des informations et des résultats à n'importe quel point du système, alors que le modèle physique fournit uniquement des réponses et des données visuelles externes aux points instrumentés;
- Les modèles numériques peuvent s'adapter à une grande variété de conditions aux limites, tandis que les modèles physiques sont souvent limités aux types de conditions applicables.

Le rôle de l'analyse et la modélisation en géotechnique et en environnement a été illustré par le professeur John Burland, Collège Impérial, Londres (UK). Il a présenté ce qui est connu comme la conférence de Nash sous le titre "L'enseignement de la mécanique des sols- une vue personnelle". Il a préconisé que le géotechnique se compose de trois composantes fondamentales : le profil du sol, le comportement du sol et la modélisation. Le comportement du sol inclut les essais en laboratoires, les essais *in situ* et les mesures sur terrain. Le profil du sol implique la caractérisation et la description des conditions du site. La modélisation peut être conceptuelle, analytique ou physique (figure 2.11).

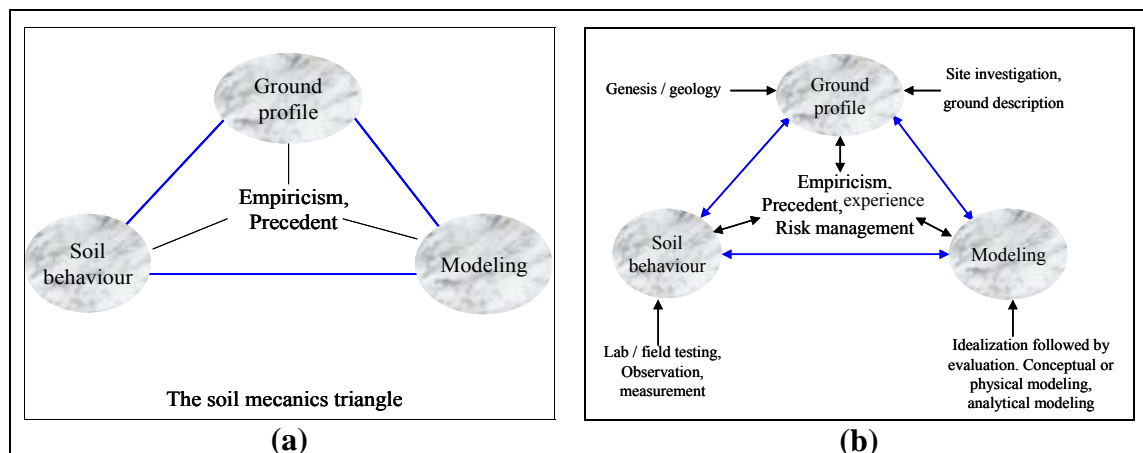


Figure 2.11. Triangle de Burland tiré et modifié de Geo-Slope 2004 : (a) d'après Burland (1996) ; (b) d'après Anon (1999)

Les conditions aux limites d'un problème sont parmi les composantes clés de l'analyse numérique. La solution du problème numérique est une réponse directe aux conditions aux limites et sans ces conditions il est impossible d'obtenir une solution. Dans beaucoup de cas, la détermination des conditions aux limites est complexe et exige de la réflexion et de la planification. Parfois, les conditions aux limites peuvent même être déterminées par un processus itératif, puisque ces conditions elles même font partie de la solution (comme le cas de l'infiltration). En outre, les conditions aux limites peuvent changer avec le temps en régime transitoire, ce qui ajoute à la complexité. En raison de l'importance des conditions aux limites, il est essentiel d'avoir une compréhension complète de cet aspect des modèles numériques afin d'obtenir des résultats significatifs. Par exemple, qu'est ce qui cause le transfert de chaleur ? C'est la différence de température entre deux points ou un flux de chaleur spécifié dans le système. La solution est une réponse à l'intérieur du domaine de l'ensemble des états spécifiés aux limites. Il est très important de vérifier si les résultats obtenus reflètent les conditions indiquées ou prévus aux limites. Comme principe fondamental, toutes les équations de différences finies ou éléments finis solutionnent la fonction suivante :

$$[K]\{X\}=\{A\} \quad [2.23]$$

$[K]$  = Matrice des coefficients reliée aux propriétés de la géométrie et des matériaux;

$\{X\}$  = Vecteur des inconnus qui s'appellent souvent les variables de domaine;

$\{A\}$  = Vecteur d'action aux nœuds ou aux mailles.

Par exemple, en transfert de chaleur, l'équation précédente prend la forme suivante :

$$[K]\{T\}=\{Q\} \quad [2.24]$$

$\{T\}$  = Vecteur de température ;  $\{Q\}$  = Vecteur des quantités de transfert de la chaleur

Dans le cas d'infiltration :

$$[K]\{H\}=\{Q\} \quad [2.25]$$

$\{H\}$  = Vecteur de la charge hydraulique ;  $\{Q\}$  = Vecteur des quantités d'écoulement.



L'objectif principal est de résoudre les inconnus primaires. Dans le cas d'infiltration, les inconnus seront calculés en fonction de la charge hydraulique ou la saturation (zone non saturée) ou le débit ( $Q$ ) spécifié à certains points. En transfert de chaleur, les inconnus seront calculés en fonction de la température spécifiée dans certains points ou le débit thermique ( $Q_h$ ) dans d'autres points. En général, les conditions aux limites pour analyser le transfert de chaleur sont plus faciles à définir que le cas de l'infiltration où la charge hydraulique est une combinaison de la charge de pression et d'élévation. La température aux limites peut être appliquée comme constante ou avec variation cyclique dans le temps. Les conditions aux limites peuvent être de deux types : les conditions de type Dirichlet décrivent les conditions thermodynamiques tels que la pression et la température, tandis que les conditions de type Neumann décrivent les flux de masse ou de chaleur à travers les surfaces limites (Krahn 2004).

### **2.6.2 Applications antérieures de la modélisation numérique au drainage minier acide**

Cette section est une revue des travaux qui ont eu recours à la modélisation numérique pour représenter le drainage minier acide. Pour surmonter les difficultés rencontrées dans la recherche sur le DMA en laboratoire et sur le terrain, la simulation numérique a été largement appliquée. De telles expériences numériques peuvent être entreprises rapidement et sont moins coûteuses. Le calage et la validation de la modélisation numérique exigent de disposer de données obtenues sur le terrain ou en laboratoire.

Le drainage minier acide est généralement caractérisé par un faible pH et une concentration élevée en sulfates et métaux dissous (Sracek et al. 2004; Lefebvre 1994). La recherche se concentre de plus en plus sur les processus qui gouvernent la production de DMA et sur les méthodes de prévention (Johnson et al. 2000; Hurst et al. 2002, Schneider et al. 2002). Souvent, les facteurs qui limitent le processus d'oxydation sont la disponibilité des sulfures dans les particules rocheuses et la disponibilité de l'oxygène. Des modèles numériques ont été proposés et appliqués dans plusieurs études sur le drainage minier acide dans les haldes à stériles (Guo 1993; Guo et al. 1994; Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 2001a 2001b;

Smolensky et al. 1999 ; Molson et al. 2005 et 2008) et la lixiviation en tas (Braun et al. 1974; Casas et al. 1995; Dixon et al. 1993; Lahmira et Lefebvre 2005). L'objectif ultime de ces études a été de mieux comprendre l'interaction entre ces processus et une meilleure représentation des mécanismes d'infiltration, d'écoulement de gaz, de transfert de chaleur et le transport d'oxygène aux sites de réaction (Cariaga et al. 2005).

Sous certaines conditions, les cellules de convection apportent plus d'air riche en oxygène et augmentent considérablement le taux d'oxydation (Kuo et Ritchie 1999; Pantelis et al. 2002). Cathles et Apps 1975 et Cathles et Schlitt 1980 ont proposé un modèle pour simuler l'oxydation des sulfures et la lixiviation de cuivre, ce modèle considère que l'oxygène est un facteur limitant de l'oxydation. Un autre modèle unidimensionnel a été proposé par Davis et Ritchie (1986a 1987) et Davis et al. (1986b). Dans ce modèle, le transfert d'oxygène se produit uniquement par diffusion dans les sites de réaction. La diffusion et la convection ont été considérées ensemble par Pantelis et Ritchie (1991 1992) pour simuler la génération de drainage minier acide. Les fluctuations barométriques à la surface peuvent aussi contribuer à l'apport d'oxygène (Lefebvre et al. 2001b; Kim et Benson 2004). Helgen et al. (2000) ont utilisé les profils d'oxygène, de température et la géochimie pour interpréter la variation du taux d'oxydation dans différentes haldes du Nevada, et ils présentent des évidences qui supportent l'importance de la diffusion et de l'advection dans le transport d'oxygène.

La variation de la teneur en eau dans les haldes à stériles peut changer la perméabilité relative et crée des chemins d'écoulement préférentiel (Newman et al. 1997). Fala et al. (2003) ont montré grâce à la modélisation numérique qu'un simple changement dans la saturation en eau peut avoir un effet sur l'écoulement à l'intérieur de la halde et causer un écoulement préférentiel dans les secteurs de haute saturation. La présence de couches inclinées à granulométrie fine peut canaliser l'eau de l'intérieur vers l'extérieur de la halde (Fala et al. 2003). Oldenburg et Pruess (1993) ont fait une modélisation détaillée des barrières capillaires et leurs résultats montrent un comportement d'écoulement complexe à l'intérieur des barrières capillaires, incluant les fuites d'écoulement et la sensibilité des instabilités d'écoulement aux diverses discrétisations. Lefebvre et al. (2001a) ont fait une

comparaison entre les propriétés physico-chimiques de la halde sud de la mine de Doyon (Québec) et la halde Nordhalde (Allemagne). Ces auteurs ont développé un modèle conceptuel pour chaque site et ils ont appliqué le simulateur TOUGH AMD afin d'identifier les processus responsables du comportement observé dans chaque site.

En plus de l'organisation d'écoulement dans le site et la disponibilité d'oxygène, d'autres facteurs gouvernent le taux d'oxydation des sulfures, incluant la fraction des sulfures dans la roche et la surface de réaction. Janzen et al. (2003) ont trouvé que la surface des particules a une influence majeure sur le taux d'oxydation avec un taux élevé dans les matériaux à granulométrie fine. Cependant, cette dépendance peut être plus compliquée car les particules fines retiennent plus d'eau, ce qui réduit typiquement la disponibilité d'oxygène et diminue le taux d'oxydation. L'interaction de ces processus couplés et non linéaire n'est pas intuitive et nécessite le recours à des modèles numériques qui prennent en compte l'écoulement des fluides et le transport réactifs. Plusieurs outils ont été développés afin de simuler les processus de transport réactif. Perkins et al. (1997) ont fait une revue critique des modèles géochimiques appliqués à la prédiction de drainage minier acide et ils ont donné une classification des modèles suivant leur application. Une revue récente est donnée par Mayer et al. (2003).

Eriksson et Destouni (1997) ont appliqué un modèle de transport pour simuler l'écoulement préférentiel, le drainage minier acide et la lixiviation de cuivre. Ces simulations incluent les processus couplés de la cinétique, la dissolution des minéraux et la précipitation des minéraux secondaires. L'hétérogénéité d'écoulement a été représentée par une distribution probabiliste. Ils montrent que la canalisation de l'écoulement est une explication probable des anomalies observées entre les concentrations des effluents observées et celles simulées. Les auteurs signalent aussi la réduction et la dispersion des charges maximales de DMA à long terme dans le système d'écoulement préférentiel. Nicholson et al. (2003) ont appliqué le modèle géochimique 1D PHREEQC pour simuler le transport et les réactions géochimiques qui sont produites dans une halde à stériles (mine d'uranium). Dans leur modèle conceptuel, ils supposent que le taux d'oxydation est suffisamment faible pour que l'oxygène ne soit pas un facteur limitant. Schneider et al. (2002) ont utilisé également le

modèle PHREEQC 1D pour évaluer l'efficacité de recouvrement dans la halde de Schusselgrund (Allemagne).

Sracek et al. (2004) ont présenté des simulations à l'aide de modèle numérique TOUGH AMD pour montrer l'influence de la convection induite par les gradients thermiques. Linklater et al. (2005) ont utilisé un modèle aux différences finies pour simuler l'oxydation et la production de DMA dans la halde Aitik (Suède). Leur approche considère un équilibre et la cinétique des réactions chimiques ainsi que la génération de chaleur et la formation des minéraux secondaires. Leur modèle conceptuel tridimensionnel est homogène et le système d'écoulement est en régime permanent.

Mayer et al. (2002) ont présenté le modèle (MIN3P) qui résout le problème couplé de l'écoulement non saturé et du transport réactif. Bain et al. (2001) ont appliqué le modèle MIN3P pour simuler l'évolution géochimique de l'eau dans une halde à stériles. Walter et al. (1994a) ont développé le modèle 2D de transport réactif (MINTRAN) suite au couplage de modèle aux éléments finis pour le transport (advection-dispersion) de masse avec le modèle MINTEQA2 (Allison et al. 1991) pour simuler l'équilibre des réactions géochimiques. Wunderly et al. (1996) ont ajouté un module pour tenir compte de l'oxydation des sulfures; cette version a été appliquée par Bain et al. (2001) pour simuler le drainage minier acide et par Romano et al. (2003) pour simuler la diffusion d'oxygène dans les résidus miniers.

Gerke et al. (1998) ont modifié le modèle MINTRAN par l'ajout de modules pour la diffusion d'oxygène en 2D, l'oxydation des sulfures et l'écoulement non saturé. Ils ont incorporé l'hétérogénéité physique et chimique, incluant la variation spatiale aléatoire des grains (matériaux) et de la conductivité hydraulique. Molson et al. (2005) ont utilisé le modèle POLYMIN qui est une version dérivée de MINTRAN (Gerke et al. 1998). POLYMIN incorpore la diffusion d'oxygène et la cinétique d'oxydation des sulfures et le transport multi-compositionnel d'advection-dispersion, la spéciation ainsi que la dissolution et la précipitation des minéraux. Molson et al. (2005) montrent à quel point le DMA est

affecté par les paramètres du système, incluant la distribution de la saturation en eau, la structure de la halde et la concentration en oxygène.

### **2.6.3 TOUGH AMD – modèle numérique du drainage minier acide**

Dans cette thèse, le modèle utilisé est le simulateur TOUGH AMD. Ce simulateur a été développé par Lefebvre (1994) dans le contexte d'une étude détaillée sur la halde sud de la mine de Doyon. TOUGH AMD est basé sur le simulateur TOUGH2 (Pruess 1987 1991). TOUGH 2 est un programme de simulation numérique pour l'écoulement multiphase en conditions non isothermes. L'ancêtre de TOUGH2 est le code TOUGH qui lui-même un programme connu sous le nom de MULKOM, développé au LBNL (Lawrence Berkeley National Laboratory) au début des années 1980. L'architecture et la méthodologie de MULKOM sont basées sur l'identification des équations qui régissent l'écoulement multiphase, multi-composant et non-isotherme des fluides. Ces équations mathématiques ont la même forme sans se soucier de la nature, du nombre des composants et des phases fluides. Pruess (2004) présente l'histoire du simulateur ainsi que la formulation ou les modèles physiques et mathématiques mis en applications dans le code, spécialement la méthode de DFI (différences finies intégrales) utilisée pour la discrétisation spatiale et temporelle. Récemment, plusieurs articles ont été publiés sur le code TOUGH2 dans *Vadose Zone Journal* pour différentes applications géo-environnementales (Finsterle et al. 2008; VanAnterp et al. 2008; Wu et al. 2008; Liu et al. 2008; Podgorney et Fairley 2008; Panet et al. 2008; Flint et al. 2008; Battistelli 2008; Xu 2008; Holt 2008).

TOUGH 2 est un programme général pour la simulation numérique du transport couplé d'eau liquide, de vapeur d'eau, d'air et de chaleur dans les milieux poreux et fracturés. Il est structuré sous forme de modules de fonction d'état EOS (*equation of state*) pour la représentation de l'ensemble des problématiques liées au transport multiphase. Le module de fonction d'état EOS3 considère deux phases fluides (gaz et liquide) en plus de la phase solide. Dans chaque fluide, les deux composants (eau et air) sont présents dans le système. Les flux de liquide et de gaz par advection sont calculés par la loi de Darcy généralisée utilisant la perméabilité relative et la pression capillaire des fluides qui sont

variables en fonction de la saturation en eau. Le flux des composants dans la phase gazeuse par diffusion binaire est obtenu de la loi de Fick, soit le produit du coefficient effectif de diffusion dans un milieu poreux partiellement saturé et du gradient de densité partielle du composant dans la phase gazeuse. Le flux de la chaleur est la somme de la conduction (loi de Fourier), de la diffusion et de l'advection. L'enthalpie spécifique des phases fluides est utilisée de sorte qu'à la fois la chaleur sensible et la chaleur latente (produite par les changements de phase) sont considérées. Des sources ou puits de fluides, de composant ou d'énergie (chaleur) peuvent être spécifiés directement ou par le biais d'un modèle de puits applicable à des couches multiples.

Les variables primaires dépendent du nombre de phases; avec une seule phase (liquide ou gaz), la pression, la fraction de masse d'air dans la phase fluide et la température sont utilisées. Or, avec deux phases (liquide et gaz), la saturation en gaz ( $S_{g+10}$ ) est utilisée comme deuxième variable au lieu de la fraction de masse d'air. Les propriétés des phases fluides sont des paramètres secondaires fonction des variables primaires qui sont utilisées pour le calcul des flux. Pour chaque phase, la saturation, la perméabilité relative, la viscosité, l'enthalpie spécifique et la pression capillaire sont calculées dans un module de fonction d'état. TOUGH 2 utilise la méthode de différences finies intégrales qui permet de définir un maillage de forme variable. Le système d'équations non linéaires couplées est solutionné itérativement par la méthode de Newton-Raphson.

TOUGH AMD est la version de TOUGH2 développée pour modéliser les processus physiques impliqués dans la formation de DMA (Lefebvre 1994). Dans cette version, trois composants sont considérés dans le système : l'eau et l'air subdivisé en deux composants (oxygène et autre gaz de l'air); l'oxygène est considéré comme un composant séparé car il est consommé par la réaction d'oxydation et sa concentration affecte la cinétique d'oxydation de premier ordre. La fraction de masse d'oxygène dans l'air est ajoutée pour avoir quatre variables primaires afin de définir un système considérant trois composants en plus de la chaleur. La modélisation avec TOUGH AMD peut être faite en trois modes : 1) Simulation non isotherme avec variation de la concentration d'oxygène dans l'air. C'est la représentation la plus complète des processus physiques reliés au

DMA; 2) Simulation isotherme avec variation de la concentration d'oxygène dans l'air, tout en imposant des conditions thermiques constantes; 3) Simulation isotherme avec concentration d'oxygène constante dans l'air. Cette option est utile pour établir les conditions initiales avec des profils de pression en équilibre hydrostatique ou des conditions de saturation en équilibre capillaire.

L'écoulement simultané des phases liquide et gazeuse sous l'effet de potentiel d'écoulement est représenté par la formulation multiphase de la loi de Darcy (effet inclus la pression de fluide, température, densité). La pression de fluide inclut la pression capillaire qui est fonction de la saturation en eau, de même que la perméabilité relative est fonction aussi de la saturation en eau. Le transfert de chaleur est représenté par la loi de Fourier (conduction), l'écoulement de fluide (gaz et liquide) ainsi que la diffusion gazeuse de la chaleur. La chaleur latente reliée à la vaporisation et la condensation de liquide est aussi considérée. L'emménagement de la chaleur dans le solide est considéré aussi bien que la chaleur de fluide. Une méthode semi-analytique est utilisée pour le calcul de la perte de chaleur. TOUGH2 fournit une option pour utiliser la méthode de Vinsome et Westerveld (1980) (Pruess 1987) afin d'estimer de la perte de chaleur entre le fluide et la limite imperméable. La diffusion de l'ensemble des composants de masse est représentée par la loi de Fick et un coefficient de diffusion effective pour la zone non saturée. Le modèle linéaire (Pruess 1987) est utilisé pour calculer le coefficient de diffusion effective en fonction de la saturation en eau. Le transport de masse des sulfates produits par l'oxydation de la pyrite est considéré par un simple bilan de masse après chaque pas de temps.

La pyrite est le seul sulfure représenté dans TOUGH AMD. L'oxydation commence à la surface et progresse avec le temps vers l'intérieur des fragments et pour cela l'oxydant doit obéir à un mécanisme pour atteindre la pyrite non oxydée. Lefebvre (1994) rapporte la disparition de la pyrite à la surface des fragments en premier lieu alors que la pyrite non oxydée réside encore à l'intérieur à la mine Doyon. Ces mêmes observations ont été rapportées par Cathles et Schlitt (1980). Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001b) présentent le modèle de noyau de réaction développé et incorporé dans TOUGH2 pour

tenir compte de l'oxydation de la pyrite. Ce modèle calcule la consommation d'oxygène et la production de chaleur résultant de l'oxydation de la pyrite. Le modèle de noyau de réaction mis en application par Lefebvre (1994) intègre les caractéristiques les plus importantes des modèles existants utilisés pour la modélisation numérique de DMA. Lefebvre et al. (2001b) ont fait un survol sur les modèles de noyaux de réaction existants et leur caractéristiques principale. TOUGH AMD utilise uniquement l'oxygène comme principal oxydant faisant un lien direct entre la concentration en oxygène dans la phase gazeuse et le taux d'oxydation.

### 2.6.3.1 Principe du modèle de noyau de réaction

L'oxydation de la pyrite nécessite la présence d'oxygène en phase gazeuse à proximité des sites oxydés. Dans le modèle de noyau de réaction utilisé dans TOUGH AMD (figure 2.12), l'apport d'oxygène dans les pores non saturés se fait dans la phase gazeuse par advection et diffusion. Or, la pénétration de l'oxygène dans les blocs de stériles est supposée se produire uniquement par diffusion en phase aqueuse. Des conditions d'équilibre sont supposées entre la concentration d'oxygène dans la phase gazeuse et la quantité d'oxygène en solution dans la phase liquide.

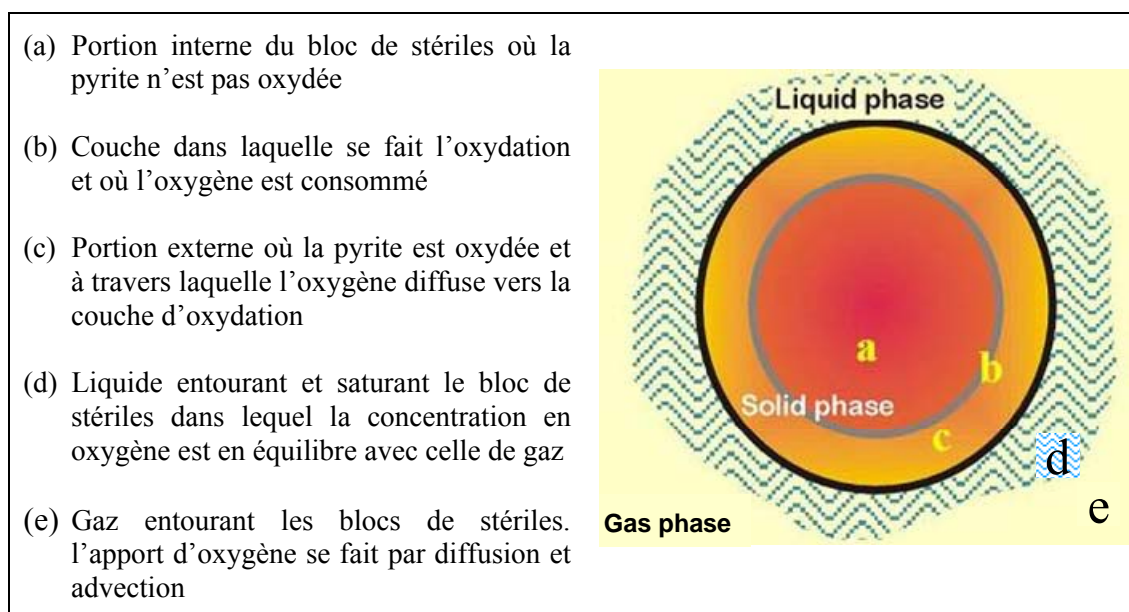


Figure 2.12. Modèle de noyau de réaction utilisé dans TOUGH AMD (Lefebvre 1994)



Tel que discuté par Lefebvre (1994), la figure 2.12 illustre un bloc dans lequel la pyrite est complètement oxydée dans la portion extérieure (zone c). L'oxydation de la pyrite se fait dans une couche (zone b) entourant le noyau central (zone a) dans lequel la pyrite n'est pas oxydée. La consommation de l'oxygène dans la couche d'oxydation génère un gradient de concentration d'oxygène entre le liquide à l'extérieur du bloc et la couche d'oxydation. Ce gradient entraîne la diffusion de l'oxygène vers la couche d'oxydation à travers les pores de la roche. Maintenant que le cadre général conceptuel est établi, examinons certains détails des processus impliqués dans le modèle de noyau de réaction.

L'advection d'oxygène (gaz) résulte du mouvement de l'air engendré par les différences de température à l'intérieur de la halde tandis que la diffusion des gaz est causée par les gradients de concentration provoqués par la consommation d'oxygène lors de l'oxydation. La concentration d'oxygène dans la phase gazeuse est fonction de taux d'apport et de consommation d'oxygène dans un élément de la halde donné. La concentration d'oxygène dans le liquide est en équilibre avec la concentration dans le gaz et c'est l'oxygène dans la phase liquide qui est consommé lors de l'oxydation. Puisque la réaction de surface d'oxydation de la pyrite a une cinétique du premier ordre par rapport à la concentration d'oxygène dans le liquide, le taux d'oxydation est directement proportionnel à cette concentration (Lefebvre 1994).

Le taux d'oxydation est donc déterminé par la vitesse à laquelle le fer ferrique est utilisé et le fer ferreux retransformé en fer ferrique. Par contre, la combinaison de ces réactions ne fait apparaître explicitement que l'oxygène en tant qu'oxydant même si sa cinétique est dominée par l'oxydation de la pyrite par le fer ferrique. Dans des conditions d'équilibre thermodynamique, la concentration du fer ferrique est de plus liée à la concentration d'oxygène par les conditions d'oxydoréduction. La réaction globale se fait à un taux déterminé par la cinétique d'oxydation de la pyrite par le fer ferrique et ainsi la consommation d'oxygène se fait à un taux plus élevé que si on avait une oxydation directe par l'oxygène. Il est nécessaire donc de calculer une constante cinétique de premier ordre pour la réaction d'oxydation de surface de la pyrite par l'oxygène qui soit équivalente au taux d'oxydation par le fer ferrique.

Lefebvre (1994) n'a considéré que la réaction d'oxydation globale avec seulement l'oxygène utilisé explicitement comme oxydant. La cinétique de cette réaction est supposé indépendante des conditions géochimiques du lixiviat. Aussi, le processus de dissolution de l'oxygène dans l'eau est simplifié en utilisant une constante pour représenter la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Cependant, l'effet de la température sur la cinétique est tout de même considéré indépendamment par un paramètre cinétique. Le modèle suppose enfin une distribution homogène et isotrope de la pyrite dans les blocs de stériles et que l'oxydation de la pyrite ne change pas les propriétés de la zone où la pyrite n'est plus présente.

### 2.6.3.2 Formulation numérique du modèle de noyau de réaction

Lefebvre (1994) présente en détail la formulation et la dérivation mathématique du modèle de noyau de réaction. Puisque le taux d'oxydation de la masse de pyrite en fonction de la proportion du volume de roche à l'intérieur duquel la pyrite n'a pas encore été oxydée est le paramètre le plus important, il convient de décrire les paramètres utilisés pour représenter les concentrations dans ce modèle. D'après Lefebvre (1994), les concentrations des réactifs, la pyrite et l'oxygène, sont exprimées en termes de densités partielles (masse par unité de volume) pour simplifier les relations du modèle de noyau de réaction. La densité partielle de la pyrite dans les roches stériles  $\rho_{Py}^{rock}$  (kg Py/m<sup>3</sup> de roches) est simplement obtenue du produit de la fraction de masse de pyrite dans les roches  $w_{Py}^{rock}$  et de la densité des roches  $\rho_s$  (kg/m<sup>3</sup>) :

$$\rho_{Py}^{rock} = w_{Py}^{rock} \cdot \rho_s \quad [2.26]$$

Il existe une relation semblable entre la densité partielle de l'oxygène dans l'eau  $\rho_{Ox}^{water}$  (kg Ox /m<sup>3</sup> eau) et le produit de la fraction de masse d'oxygène dans l'eau  $w_{Ox}^{water}$  avec la densité de l'eau  $\rho_w$  (kg/m<sup>3</sup>) :

$$\rho_{Ox}^{water} = w_{Ox}^{water} \cdot \rho_w \quad [2.27]$$

Dans le cas de l'oxygène, la densité partielle d'oxygène dans l'eau est reliée à la concentration d'oxygène dans l'air  $\rho_{Ox}^{air}$ . Cette relation est obtenue en utilisant la constante de Henry  $K_H$  (Pa<sup>-1</sup>) qui caractérise la solubilité de l'oxygène dans l'eau. La constante de Henry peut être combinée aux autres paramètres décrivant la pression partielle d'oxygène dans l'air selon la loi des gaz pour obtenir un facteur de proportionnalité entre la densité partielle d'oxygène dans l'eau et dans l'air :

$$\rho_{Ox}^{water} = \gamma \cdot \rho_{Ox}^{air} \quad \text{où} \quad \gamma = \frac{\rho_{water}}{M_{water}} \cdot K_H \cdot R T \quad [2.28]$$

$\rho_{water}$  (kg/m<sup>3</sup>) et  $M_{water}$  (kg/mol) sont respectivement la densité et la masse molaire de l'eau, tandis que  $R$  (8.31 Pa·m<sup>3</sup>/mol·°C) est la constante des gaz et  $T$  (°C) est la température. La valeur du terme de proportionnalité  $\gamma$  à 0 °C est de 0.029. Ce terme est variable mais, puisque la solubilité de l'oxygène dans l'eau est très faible, il sera supposé constant dans le modèle numérique. Cependant, l'effet de la diminution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau avec l'augmentation de température est tout de même indirectement représenté en utilisant un facteur limitant le taux d'oxydation à des températures supérieures à 65 °C.

Dans le modèle de noyau de réaction, la constante cinétique du premier ordre  $k_{Ox}$  (m/s) de consommation d'oxygène lors de l'oxydation de la pyrite par unité de surface de la pyrite exposée a la signification physique suivante (Lefebvre 1994) :

$$k_{Ox} = \frac{\text{taux d'oxydation}}{\text{unité de surface}} \quad [2.29]$$

$$k_{Ox} = \frac{\text{taux d'oxydant consommé}}{\text{temps} \cdot \text{surface} \cdot \text{concentration d'oxydant}}$$

On distingue le taux d'oxydation de surface lié à cette constante du taux d'oxydation volumétrique  $Q_{ox}$  (kg/m<sup>3</sup>·s) observé dans une unité de volume de stériles. Le taux d'oxydation volumétrique est lié à la cinétique de réaction de surface et contrôlé par la

capacité de l'oxygène à diffuser dans les blocs rocheux. Ce taux d'oxydation est formulé dans le modèle de noyau de réaction de la façon suivante (Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 2001b) :

$$Q_{ox} = -K_{ox} X_T X_{wo} \rho_{ox}^{air} f(X) \quad [2.30]$$

- $K_{ox}$  : Constante cinétique volumétrique globale pour l'oxygène ( $s^{-1}$ );  
 $X_T$  : Facteur cinétique dépendant de la température (-) (valeur de 0 à 1);  
 $X_{wo}$  : Facteur cinétique dépendant de la densité partielle d'oxygène dans la phase liquide (-) (valeur de 0 à 1) ;  
 $\rho_{ox}^{air}$  : Densité partielle d'oxygène dans l'air ( $kg/m^3$ ) ;  
 $f(X)$  : Facteur géométrique tenant compte de la proportion de pyrite non oxydée X (-) (valeur de 0 à 1).

La constante cinétique  $K_{ox}$  est un paramètre global permettant le calcul du taux d'oxydation volumétrique dans une unité de matériaux ayant une certaine porosité  $n$  relié. Ce paramètre prend en compte la cinétique de la réaction de surface  $k_{ox}$  (m/s), la surface de pyrite par unité de volume des stériles  $a_{py}^{rock}$  ( $m^{-1}$ ), le facteur de conversion de la concentration d'oxygène dans l'air en concentration dans l'eau  $\gamma$  ainsi que l'épaisseur de la couche où se fait l'oxydation  $\delta$  (m) et le rayon des blocs  $R$  (m).

$$K_{ox} = \frac{3(1-n) k_{ox} a_{py}^{rock} \gamma \delta}{R} \quad [2.31]$$

Ou encore

$$K_{ox} = \frac{3(1-n) b}{\tau_c \rho_{ox}^{air}} \quad [2.32]$$

$b$  est le facteur de conversion entre les masses d'oxygène et de la pyrite consommées par la réaction d'oxydation,  $n$  est la porosité (-),  $\tau_c$  est le temps d'oxydation par réaction chimique de surface (s) et  $\rho_{Ox}^{air}$  est la densité partielle d'oxygène dans l'air ( $kg_{(ox)}/m^3_{(air)}$ ).

Le facteur géométrique  $f(X)$  tient compte de l'effet sur la cinétique de la réduction de la fraction de masse de pyrite non oxydée  $X$  (0 à 1) restante dans les blocs de stériles, alors que la pyrite oxydée est de  $(1-X)$ . Plus cette fraction  $X$  diminue, plus l'oxygène doit diffuser profondément dans les blocs pour atteindre les particules non oxydées et plus le taux d'oxydation est faible. Ce facteur doit tenir compte de l'impact relatif des processus d'oxydation de surface et de diffusion d'oxygène dans les blocs sur la cinétique de réaction. Ces processus sont représentés par les temps requis pour obtenir une oxydation complète de la pyrite dans les blocs si on ne considère que les processus chimiques  $\tau_c$  (s) ou de diffusion  $t_d$  (s) :

$$f(X) = \frac{X^{2/3}}{6 \tau_d / \tau_c X^{1/3} (1 - X^{1/3}) + 1} \quad [2.33]$$

La figure 2.13 montre la variation du facteur géométrique  $f(X)$  en fonction de la fraction de masse de pyrite non oxydée  $X$  pour différentes valeurs du rapport entre les temps totaux d'oxydation par réaction de surface et par diffusion  $\tau_d / \tau_c$ . On constate que plus la diffusion limite le taux d'oxydation ( $\tau_d$  plus élevé), plus rapide est la réduction du facteur géométrique avec la baisse de  $X$  à cause de la difficulté alors relativement plus grande de l'oxygène à diffuser à travers la couche oxydée.

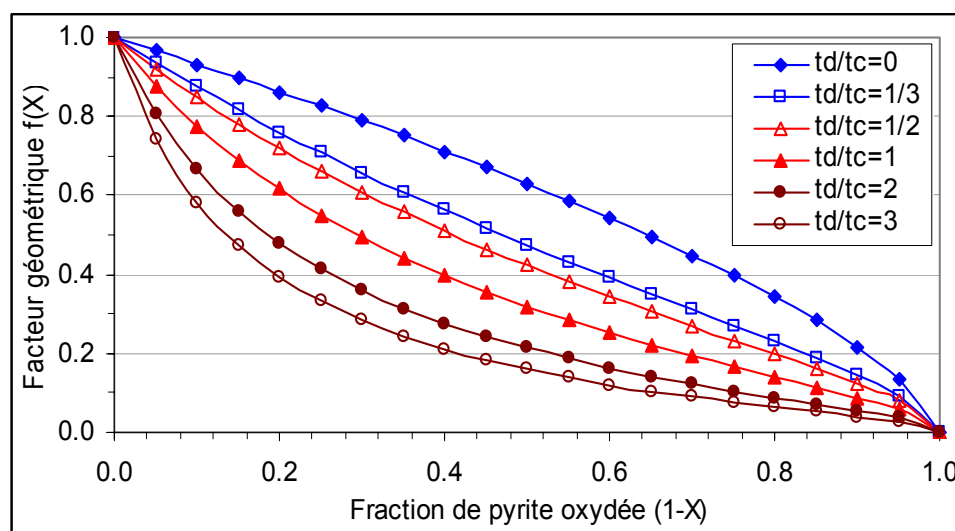


Figure 2.13. Facteur géométrique en fonction de la fraction de pyrite non oxydée

### 2.6.3.3 Formulation mathématique de TOUGH AMD

La formulation utilisée dans TOUGH2 et TOUGH AMD est analogue à celle employée au traitement de multiphase dans les simulateurs des réservoirs géothermiques. Les équations de bilan d'énergie sont écrites en forme intégrale pour un domaine d'écoulement arbitraire  $V_n$  (Pruess 1987 et 1991). L'équation de continuité exprime le principe de conservation de la masse et d'énergie pour les quatre composants du système en TOUGH AMD (eau, air, oxygène et chaleur). Cette équation exprime le changement dans l'accumulation  $M^{(k)}$  de composant  $k$  en fonction du temps dans un volume  $v$ . Ce changement est considéré égal à la somme de flux des composants  $F^k$  dans la direction  $\mathbf{n}$  perpendiculaire à la surface  $\Gamma$  et la source de ce composant  $q^k$  dans le même volume considéré. Ce système exige la résolution de quatre équations simultanément (eau, air, oxygène et chaleur).

$$\frac{d}{dt} \int_{V_n} M^{(k)} dv = \int_{\Gamma_n} F^{(k)} \cdot \mathbf{n} d\Gamma + \int_{v_n} q^{(k)} dv \quad [2.34]$$

La capacité d'emmagasinement est fonction de la porosité  $n$ , de la saturation de la phase  $S_\beta$ , de sa densité  $\rho_\beta$  et de la fraction de masse de composant  $k$  dans la phase  $w_\beta^k$  :

$$M^k = n \sum_{\beta} S_{\beta} \rho_{\beta} w_{\beta}^k \quad [2.35]$$

L'énergie accumulée ( $J/m^3$ ) est représentée par la contribution de solide et de fluide comme suit :

$$M^4 = (1-n) \rho_s c_{ps} T + n \sum_{l,g} S_{\beta} \rho_{\beta} u_{\beta} \quad [2.36]$$

$\rho_s$  : Densité de solide ( $kg/m^3$ ) ;

$c_{ps}$  : Capacité thermique spécifique du solide ( $J/kg \text{ } ^\circ C$ ) ;

T: Température ( $^\circ C$ ) ;

$u_{\beta}$  : Énergie interne spécifique de la phase  $\beta$  ( $J/kg$ ).

Le flux de masse des composants et le flux d'énergie dépendent des processus d'advection des fluides et de diffusion des gaz dans le milieu poreux. Le flux de masse  $F^k$  (kg/s m<sup>2</sup>) du composant  $k$  est la somme des flux de masse des phases  $\beta$  liquide l et gazeuse g multipliés par la fraction de masse du composant dans la phase  $w_k^\beta$  en plus du flux contribué par la diffusion de composants en phases gazeuse  $f_k^g$  :

$$F^k = \sum_{\beta=l,g} F_\beta^{(k)} \quad [2.37]$$

$$\begin{aligned} F^w &= w_w^g F_g + w_w^l F_l + f_w^g \\ F^a &= w_a^g F_g + w_a^l F_l + f_a^g \\ F^o &= w_o^g F_g + w_o^l F_l + f_o^g \end{aligned} \quad [2.38]$$

$F^k$  (kg/s·m<sup>2</sup>) est le flux du composant  $k$  (eau : w ; air sans oxygène : a ; oxygène : o ; chaleur : h) ;  $F_\beta$  (kg/s·m<sup>2</sup>) est le flux de masse de la phase fluide  $\beta$  (liquide : l ; gazeuse : g) ;  $w_k^\beta$  est la fraction de masse du composant  $k$  dans la phase  $\beta$  ;  $f_k^g$  (kg/m<sup>2</sup>·s) est le flux de masse du composant  $k$  dans le gaz. Le flux de chaleur  $F_h$  (k=4) (W/m<sup>3</sup>) dépend de la somme des flux de masse par advection de la phase  $\beta$  (liquide et gaz) multiplié par l'enthalpie spécifique de la phase  $h_\beta$  (J/kg) ainsi que du flux de masse contribué par la diffusion du composant en phase gazeuse  $f_k^g$  multiplié par l'enthalpie spécifique du composant dans la phase gazeuse  $h_k^g$ . À ces processus s'ajoute la conduction de chaleur décrite par la loi de Fourier qui dépend de la conductivité thermique  $\lambda$  (W/m °C) et du gradient de température  $\nabla T$  (°C/m).

$$F_h = -\lambda \nabla T + h_g F_g + h_l F_l + \sum_{k=1}^3 h_k^g f_k^g \quad [2.39]$$

Tandis que l'énergie accumulée dans le système est déterminée par l'énergie interne des composants pour des conditions spécifiées de pression et de température, le transfert d'énergie utilise l'enthalpie qui tient en compte non seulement de l'énergie interne mais aussi de l'énergie sous forme de pression.

Le flux de masse par advection de la phase  $\beta$  (liquide et gazeuse) est déterminé par la loi générale de Darcy pour l'écoulement multiphase multipliée par la densité de la phase  $\beta$ .

$$F^k = -k \frac{k_{r\beta}}{\mu_\beta} \rho_\beta w_\beta^{(k)} (\nabla P_\beta - \rho_\beta \mathbf{g}) - \delta_{\beta g} D_{va} \rho_\beta \nabla w_\beta^{(k)} \quad [2.40]$$

- $k$  : Perméabilité absolue ( $\text{m}^2$ ) ;
- $k_{r\beta}$  : Perméabilité relative à la phase  $\beta$  ;
- $\mu_\beta$  : Viscosité de la phase  $\beta$  ( $\text{Pa}\cdot\text{s}$ ) ;
- $P_\beta$  : Pression dans la phase  $\beta$  ( $P_\beta = P + P_{cap,\beta}$ ) (Pa)
- $\mathbf{g}$  : Accélération gravitationnelle ( $\text{m}/\text{s}^2$ ) ;

Le terme  $\delta_{\beta g} D_{va} \rho_\beta \nabla w_\beta^{(k)}$  représente le flux diffusif binaire dans la phase gazeuse, ce terme est négligeable ( $D_{va}$  est le coefficient de diffusion binaire eau- air), l'équation devienne alors :

$$F^k = -k \frac{k_{r\beta}}{\mu_\beta} \rho_\beta w_\beta^{(k)} (\nabla P_\beta - \rho_\beta \mathbf{g}) \quad [2.41]$$

Le transfert de masse par diffusion dans la phase gazeuse est exprimé par la loi de Fick. Cependant, dans un milieu poreux partiellement saturé, on corrige le coefficient de diffusion binaire  $D_{kk'}$  ( $\text{m}^2/\text{s}$ ) pour tenir compte de la proportion des pores occupés par la phase gazeuse ( $n S_g$ ) et de la tortuosité  $\tau$ . Le flux de masse par diffusion est soumis au gradient de densité partielle du composant dans la phase gazeuse  $\rho_k^g$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ). Cette densité partielle est égale au produit de la densité du gaz  $\rho_g$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) et de la fraction de masse du composant dans la phase gazeuse  $w_k^g$  :

$$f_k^g = -n S_g \tau D_{kk'} \rho_g \nabla w_k^g \quad [2.42]$$

Puisque les propriétés conductrices des fluides et des solides sont différentes, la conductivité thermique des milieux poreux dépend de la porosité et de la saturation.



Pruess (1991) propose une simplification de l'approche de Somerton et al. (1974) pour tenir compte du changement de saturation en eau :

$$\lambda_g = \lambda_{dry} + (\lambda_{wet} - \lambda_{dry}) \cdot \sqrt{S_w} \quad [2.43]$$

Avec  $\lambda$  est la conductivité thermique ( $J/s \cdot m^2$ ) ( $\lambda_g$  : globale,  $\lambda_{dry}$  : sèche,  $\lambda_{wet}$  : saturée).

Le modèle de noyau de réaction défini par la relation (2.30) est utilisé pour calculer le taux d'oxydation volumétrique  $Q_{ox}$  ( $kg/m^3 \cdot s$ ). Les termes de perte de chaleur et d'oxygène sont définis comme suit :

$$\int_{V_n} q^o = \int_{V_n} Q_{ox} dv \quad ; \quad \int_{V_n} q^h = \int_{V_n} F_h Q_{ox} dv \quad [2.44]$$

$F_h$  ( $-12.58$  MJ/kg  $O_2$ ) est le facteur de conversion entre la production de chaleur et la consommation d'oxygène. Un facteur similaire a été utilisé pour relier la consommation d'oxygène à l'oxydation de la pyrite ( $1,071$  kg<sub>py</sub>/kg $O_2$ ), et ( $-1,714$  kg  $SO_4^{-2}$  / kg $O_2$ ) entre la production de sulfates et la consommation d'oxygène (Lefebvre, 1994). Le tableau 2.6 résume les phases et les composants dans le système. Mis à part la phase solide, dont les propriétés n'affectent pas l'état du système, deux phases sont considérées. Les composants incluent l'eau et l'air. L'air est subdivisé en deux composants, l'oxygène et le reste des gaz atmosphériques. La chaleur est un composant en conditions non isotherme, l'équilibre thermodynamique est supposé être entre la phase solide et fluide.

Tableau 2.6. Système de phases, composants et variables dans TOUGH AMD

Phases	Composants		
	Eau	Air	
Gaz	Vapeur d'eau	Oxygène dans l'air	Autres gaz atmosphériques
Liquide	Eau liquide	Oxygène en solution	Autres gaz en solution
Variables thermodynamiques			
	Primaires		Secondaires
	Pression, Saturation en gaz		Saturation, Perméabilité relative
	Fraction d'oxygène dans l'air		Viscosité, Densité, Enthalpie
	Température		Pression capillaire

### 2.6.3.4 Discrétisation dans l'espace et dans le temps par la méthode des différences finies intégrales

Dans TOUGH, les équations de continuité représentant les processus physiques sont discrétisées dans l'espace par la méthode des différences finies intégrales (Narasimhan et Witherspoon, 1976; de Marsily 1986). L'approche utilisée dans la méthode des différences finies intégrales et la définition des paramètres géométriques sont illustrées dans la figure 2.14. Pruess (1991) développe l'application de cette méthode au programme TOUGH2. La même approche de discrétisation est utilisée dans TOUGH AMD (Lefebvre 1994).

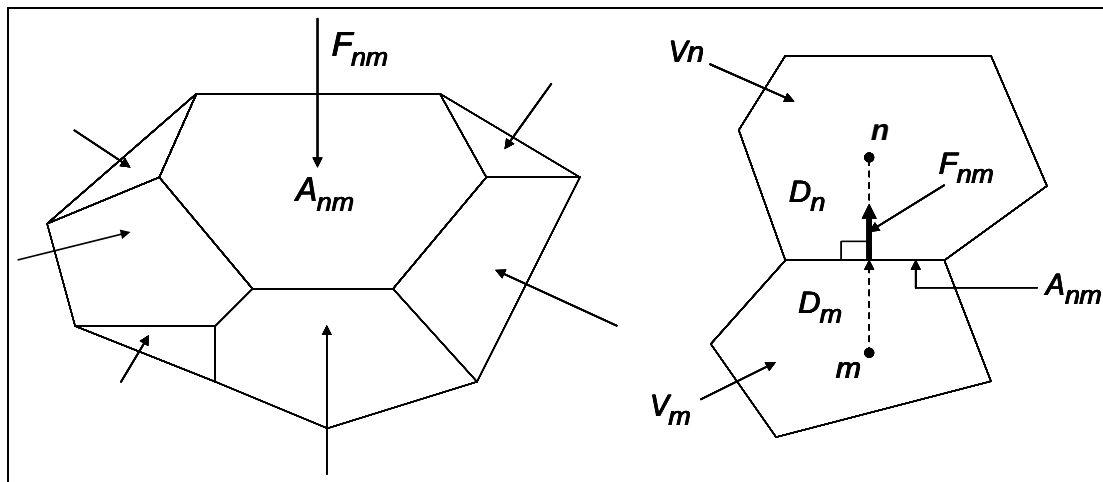


Figure 2.14. Discrétisation du domaine dans l'espace et paramètres géométriques pour la méthode des différences finies intégrales (Pruess 1991)

Dans un volume moyen approprié, nous avons :

$$\int_{V_n} M dV = V_n M_n \quad [2.45]$$

où  $M$  est propriété extensive,  $M_n$  est la valeur moyenne qui remplace  $M$  dans un élément de volume  $V_n$ . L'intégrale des flux  $F$  dans une direction perpendiculaire  $n$  à une surface  $\Gamma_n$  est approximée par la valeur moyenne  $F_{nm}$  du flux normal à la surface  $A_{nm}$  entre les éléments de volume  $V_n$  et  $V_m$  ;

$$\int_{\Gamma_n} F \cdot n \, d\Gamma = \sum_m A_{nm} F_{nm} \quad [2.46]$$

La discrétisation des flux est exprimée en terme des propriétés moyennes pour les éléments  $V_n$  et  $V_m$ . Le flux de masse par advection de la phase  $\beta$  est représenté par la loi de Darcy généralisée pour l'écoulement multiphase :

$$F_{\beta, nm} = -k_{nm} \left[ \frac{k_{r\beta} \rho_\beta}{\mu_\beta} \right]_{nm} \left[ \frac{P_{\beta, n} - P_{\beta, m}}{D_{nm}} - \rho_{\beta, nm} g_{nm} \right] \quad [2.47]$$

Les indices  $n$  et  $m$  réfèrent à des valeurs moyennes au niveau de l'interface entre les deux éléments de discrétisation. Ces valeurs sont obtenues soit par interpolation, pondération harmonique, pondération en amont.  $D_{nm} = D_n + D_m$  est la distance entre les deux points nodaux  $n$  et  $m$ .  $g_{nm}$  est l'accélération gravitationnelle dans la direction de  $m$  à  $n$ . de la même façon, le flux de masse des composants de la phase gazeuse ( $k = 1, 2, 3$ ) est obtenu de la forme discrétisée suivante :

$$(f_{gas}^k)_{nm} = n_{nm} (S_g)_{nm} \tau_{nm} (D_{kk'})_{nm} (\rho_g)_{nm} \frac{(w_g)_n - (w_g)_m}{D_{nm}} \quad [2.48]$$

La substitution des formes discrétisées des relations [2.45] et [2.46] dans les équations de continuité [2.34], on obtient un système d'équations différentielles ordinaires du premier ordre par rapport au temps ayant la forme suivante pour chaque composant  $k$  :

$$\frac{dM_n^k}{dt} = \frac{1}{V_n} \sum_m A_{nm} F_n^k + q_n^k \quad [49]$$

Le temps est discrétisé par une différence finie de premier ordre, le flux et le terme source (coté droit de l'équation) sont évalués au nouveau niveau  $k$  et  $k+1$  des pas de temps,  $t^{k+1} = t^k + \Delta t$  afin d'obtenir une stabilité numérique nécessaire pour un calcul efficace de l'écoulement multiphase. Le terme d'accumulation est exprimé par la relation suivante :

$$\frac{dM_n^{(k)k+1} - M_n^{(k)k}}{\Delta t} \approx \frac{dM}{dt} \quad [50]$$

Les flux sont exprimés en termes de paramètres thermodynamiques inconnus au nouveau niveau de temps de sorte que les inconnues sont seulement définies implicitement dans les équations caractérisant le système :

$$R_n^{k,k+1} = M_n^{k,k+1} - M_n^{k,k} - \frac{\Delta t}{V_n} \left\{ \sum_m A_{nm} F_{nm}^{k,k+1} + V_n q_n^{k,k+1} \right\} = 0 \quad [51]$$

Cette expression regroupe les termes d'accumulation, de flux et de source qui additionnés doivent égaier zéro pour obéir au concept d'équilibre de masse et d'énergie. Cette relation définit également le résiduel  $R$  dans un élément  $n$ , pour un composant  $k$ , au pas de temps au niveau  $k+1$  suivant un niveau précédent  $k$  auquel les variables thermodynamiques sont connues. Pour trouver les nouvelles valeurs des variables thermodynamiques dont dépendent les termes de masse, de flux et de source de la relation précédente, on doit résoudre le système d'équations non linéaires couplées comprenant quarts équations par élément, une pour chaque composant. La résolution de ce système d'équations est faite de façon itérative par la méthode de Newton-Raphson. Dans cette méthode, le développement des résiduels  $R$  en une série de Taylor permet de linéariser le système et de trouver itérativement les valeurs des changements des variables primaires  $x$  qui permet de minimiser le résiduel. Pour un indice  $p$ , on fait donc l'expansion du résiduel au niveau d'itération  $p+1$  en série de Taylor en ne gardent que les termes jusqu'au premier ordre :

$$R_n^{k,k+1}(x_{i,p+1}) = R_n^{k,k+1}(x_{i,p}) + \sum_i \left. \frac{\partial R_n^{k,k+1}}{\partial x_i} \right|_p (x_{i,p+1} - x_{i,p}) + \dots = 0 \quad [52]$$

Dans cette relation, les résiduels  $[R]$  et les changements des variable primaires  $[\Delta x]$  sont deux matrice lignes. Le terme du centre contient les dérivées des résiduels par rapport aux variables thermodynamiques et constitue une matrice carrée appelée jacobienne  $[J]$ . Le système à résoudre peut s'exprimer sous forme matricielle comme suit :

$$[R] = [J] [\Delta x] \quad [53]$$

La solution est obtenue en inversant la matrice jacobienne :

$$[\Delta x] = [J]^{-1} [R] \quad [54]$$

Tous les termes  $\frac{\partial R_n}{\partial x_i}$  dans la matrice jacobienne sont évalués par différentiation numérique. Les itérations sont poursuivies jusqu'à ce que les résiduels soient réduits à une petite fraction des termes d'accumulation pour tous les éléments  $n$  et tous les composants  $k$ . Le critère relatif de convergence est défini comme suit :

$$\left| \frac{R_n^{(k)k+1}}{M_n^{(k)k+1}} \right| \leq \varepsilon_1 \quad [55]$$

Dans TOUGH, le critère de convergence  $\varepsilon_1$  est de  $10^{-5}$  par défaut. Lorsque les termes d'accumulation sont plus faibles que la valeur  $\varepsilon_2$  ( $\varepsilon_2 = 1$ , par défaut), un critère de convergence absolu est imposé :

$$\left| R_n^{(k)k+1} \right| \leq \varepsilon_1 \varepsilon_2 \quad [56]$$

Si la convergence n'est pas obtenue après certains nombre d'itération (8 par défaut), le pas de temps  $\Delta t$  est réduit et un nouveau processus d'itération est engagé. À l'inverse, le simulateur donne aussi l'option de permettre d'augmenter automatiquement le pas de temps lorsque la solution est trouvée suite à seulement deux itérations.

En résumé, TOUGH AMD permet de représenter les plus importants processus physiques impliqués dans la formation de DMA :

**Hydrologie** : représente l'infiltration à partir de la surface ainsi que l'écoulement saturé et non saturé de liquide à l'intérieur de la halde ;

**Transfert de gaz** : représente la convection d'air en réponse aux gradients de pression et de température aussi bien que la diffusion des composants gazeux en réponse au gradient de concentration ;

**Transfert de chaleur** : inclut les processus de conduction, advection de fluide, diffusion de gaz, prend en compte aussi l'effet de changement de phase et permet le calcul de la perte de chaleur à travers le roc sous-jacent ;

**Géochimie** : calcule le taux de consommation de la pyrite, d'oxygène et le taux de production de la chaleur et des sulfates ;

**Transport de masse** : calcule la production et le transport de sulfates et le taux d'accumulation de la masse ainsi que son transport à l'extérieur de la halde.

Le tableau 2.7 résume les propriétés qui doivent être spécifiées dans TOUGH AMD ; la plupart des paramètres sont ceux requis par TOUGH2, sauf pour 3 paramètres qui sont spécifiques à la représentation du DMA ( $K_{ox}$ ,  $\tau_d / \tau_c$  et  $w_{Py}^{rock}$ ). Le tableau 2.8 montre les propriétés estimées pour quatre haldes à stériles caractérisées en détail. Ces propriétés pourront être comparées à celles utilisées pour les travaux de modélisation numérique présentées dans cette thèse.

Tableau 2.7. Propriétés physiques nécessaires pour l'usage de TOUGH AMD

Propriétés	Symboles	unités
Taux d'oxydation volumique	$K_{ox}$	$s^{-1}$
Temps diffusive/temps chimique total	$\tau_d / \tau_c$	-
Fraction de masse de la pyrite dans le solide	$w_{Py}^{rock}$	-
Perméabilité horizontale	$k_h$	$m^2$
Perméabilité verticale	$k_v$	$m^2$
Porosité	$n$	-
Densité de solide	$\rho_s$	$kg/m^3$
Conductivité thermique de matériau sec	$\lambda_d$	$W/m \cdot ^\circ C$
Conductivité thermique de matériau saturé	$\lambda_w$	$W/m \cdot ^\circ C$
Capacité thermique de solide	$c_{ps}$	$J/kg \cdot ^\circ C$
Conductivité thermique de la base	$\lambda_b$	$W/m \cdot ^\circ C$
Densité globale de la base	$\rho_b$	$kg/m^3$
Capacité thermique de la base	$c_b$	$J/kg \cdot ^\circ C$
Coefficient standard de diffusion	$D_0$	$m^2/s$
Coefficient de diffusion de la température	$\theta$	-
Facteur de tortuosité	$\tau$	-
Facteur de van Genuchten $m$	$m$	-
Facteur de van Genuchten $\alpha$	$\alpha$	$Pa^{-1}$
Saturation en eau résiduelle	$S_{wr}$	-

Tableau 2.8. Propriétés des haldes à stériles de Doyon (Québec, Canada), Nordhalde (Ronnenberg, Allemagne), Questa (Nouveau-Mexique, USA) et Grasberg (Irian Jaya, Indonésie)

Propriétés	Doyon <sup>1</sup>	Nordhalde <sup>2</sup>	Questa <sup>3</sup>	Grasberg <sup>4</sup>
<i>Géométrie</i>				
Volume des stériles (m <sup>3</sup> )	11.5x10 <sup>6</sup>	27.0x10 <sup>6</sup>	26.0x10 <sup>6</sup>	1.1x10 <sup>6</sup>
Longueur globale (m)	900	1450	1920	5500
Largeur globale (m)	500	800	400	1000-2000
Épaisseur maximum (m)	35	80	150	425-550
<i>Propriétés des stériles</i>				
Type de roche	Schiste séricite	Ardoise	Volcanique mixte	Lithologie mixte
Granulométrie $d_{10}$ $d_{50}$ $d_{90}$ (mm)	2 40 150	0.02 5.5 60	0.005 2 25 0.15 7 42	0.05 5 20 0.2 10 40
Fraction de la masse de pyrite $W_{py}$ (fraction)	0.07	0.031	0.058	0.026
Densité de solide $\rho_s$ (kg/m <sup>3</sup> )	2740	2751	2813	2712
porosité $n$ (-)	0.33	0.30	0.31	0.34
Saturation moyenne $S_w$ (-)	0.42	0.63	0.21-0.38	0.38
<i>Propriétés reliées aux taux d'oxydation de la pyrite</i>				
Constante d'oxydation vol $K_{ox}$ (s <sup>-1</sup> )	7.5x10 <sup>-7</sup>	1.0x10 <sup>-8</sup>	1.0x10 <sup>-7</sup>	1.1x10 <sup>-6</sup>
Temps diffusif/chimiques $\tau_d/\tau_c$ (-)	2.5	0.0	2.5	2.5
<i>Propriétés reliées à l'écoulement des fluides</i>				
Perméabilité horizontale $k_h$ (m <sup>2</sup> )	2.5x10 <sup>-7</sup>	8.0x10 <sup>-11</sup>	3.5x10 <sup>-9</sup>	1.0x10 <sup>-9</sup>
Perméabilité verticale $k_v$ m <sup>2</sup>	1.0x10 <sup>-9</sup>	8.0x10 <sup>-12</sup>	3.5x10 <sup>-10</sup>	5.0x10 <sup>-10</sup>
Perméabilité effective à l'air $k_a$ (m <sup>2</sup> )	8.1x10 <sup>-10</sup>	2.5x10 <sup>-12</sup>	3.0x10 <sup>-10</sup>	9.0x10 <sup>-10</sup>
Taux d'infiltration d'eau $q_i$ m/y	0.350	0.166	0.100	3.1
<i>Propriétés reliées au transfert de chaleur</i>				
Conductivité thermique $\lambda$ (w/m <sup>°C</sup> )	2.5	1.0	1.65	2.18
Capacités thermiques de solide $c_s$ (J/kg <sup>°C</sup> )	837	710	837	837
<i>Propriétés reliées à la diffusion d'oxygène</i>				
Diffusivité effective $D_e$ (m <sup>2</sup> /s)	2.85x10 <sup>-6</sup>	5.70x10 <sup>-6</sup>	2.87x10 <sup>-6</sup>	1.93x10 <sup>-6</sup>

Données tirées de 1 : Lefebvre (1994), 2 : Lefebvre et al. (2001a), 3 : Lefebvre et al. (2001 2002a), 4 : Lefebvre et al. (2002b).





## **CHAPITRE 3**

**NUMERICAL MODELING OF REVERSALS IN GAS  
FLOW DIRECTIONS IN THE NO. 1 SHAFT WASTE  
ROCK DUMP, SULLIVAN MINE, B.C., CANADA**



## CHAPITRE 3

### **Numerical modeling of reversals in gas flow directions in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada**

Belkacem Lahmira, René Lefebvre, Daryl Hockley and Mark Philip

#### ABSTRACT

The Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump is located on a natural slope and covered by till. The outflow of oxygen-deficient gas through a leachate drainage pipe in an enclosure at the base of the dump resulted in four fatalities. A numerical model was developed to understand the physical mechanisms controlling gas flow. Gas flow was found to be controlled by the relative buoyancy of the dump gas phase compared to atmospheric air, which is related to their relative densities. Barometric pressure has an insignificant effect on gas flow, as it barely modifies the relative densities of dump gas and atmospheric air. The presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas phase makes its molar mass equivalent to that of atmospheric air. This implies that dump gas composition does not influence the relative densities of dump gas and atmospheric air. Changes in atmospheric air density are caused by atmospheric temperature variations, whereas the dump gas phase density is relatively constant due to the steady internal dump temperature. When atmospheric temperature is lower than the internal dump temperature, atmospheric air density is higher than dump gas density, inducing upward dump gas flow and air entry in the pipe. Instead, downward dump gas flow occurs and exits the pipe when high atmospheric temperature leads to an air density lower than dump gas density. Gas flow is facilitated by a coarse fill material that was placed in a ditch along the dump toe prior to covering the pile. The coarse material focuses outward gas flow towards the pipe, and distributes inward gas flow from the pipe along the toe of the waste. However, a similar gas flow behavior would still occur without the pipe or without the till cover. The No. 1 Shaft Dump is probably typical of some other covered dumps, which have steadily decreasing internal temperature and an oxygen-deficient gas phase, and where CO<sub>2</sub> can be generated if carbonates are present in the waste rock. A gas flow behavior similar to what is observed at the No. 1 Shaft Dump could thus occur in other covered dumps.

### 3.1 INTRODUCTION

A fatal accident occurred in May 2006 at the No. 1 Shaft Waste Dump of the Sullivan Mine, B.C. This accident was thought to be related to the downward flow of oxygen-deprived air originating from the waste dump. That air was presumed to have entered a water sampling enclosure located at the base of the waste dump through the water sampling pipe. This paper reports on the results of a numerical model whose objective was to test the plausibility of various physical mechanisms that were hypothesized to be controlling gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Dump. Companion papers provide a full description of the site, the characterization program carried out to determine material properties and conditions prevailing in the dump, and the monitoring program that followed gas flow through the water sampling pipe as well as conditions in the dump related to variation in atmospheric temperature and pressure (Dawson et al. 2009; Philip et al. 2009).

The Sullivan Mine, now closed and reclaimed, is located adjacent to Kimberley, in British Columbia (B.C.), Canada. Figure 3.1 shows the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, which was built from 1950 to 2001, principally by the deposition of waste rock from the No. 1 Shaft. Waste rock was deposited along a natural slope on bedrock to attain a total height of approximately 55 m. The dump was resloped and covered with a 1 m till layer. The fatalities occurred in the monitoring station located at the southeast corner of the dump toe where a 40.6 cm (16 in) diameter pipe conveys acid rock drainage leachate towards the site water treatment system. Figure 3.1 also shows the location of the main instrumentation used to characterize and monitor the waste rock dump: 1) inward and outward gas velocity, composition (oxygen and CO<sub>2</sub>) and temperature are measured in the pipe; 2) boreholes are instrumented with thermistors and gas tubes allowing the monitoring of temperature and gas pressure and the regular sampling of dump gas; 3) a weather station measures air temperature and relative humidity, wind speed and direction, precipitation and net radiation; and 4) soil temperature and volumetric water content are measured at different depths in the till cover. The characterization and monitoring program carried out at the No. 1 Shaft Waste Rock Dump are fully described by Philip et

al. (2009). Figure 3.1 also shows the location of Section 0+525 used as a basis for the development of a two-dimensional vertical cross-section numerical model (Fig. 3.2).

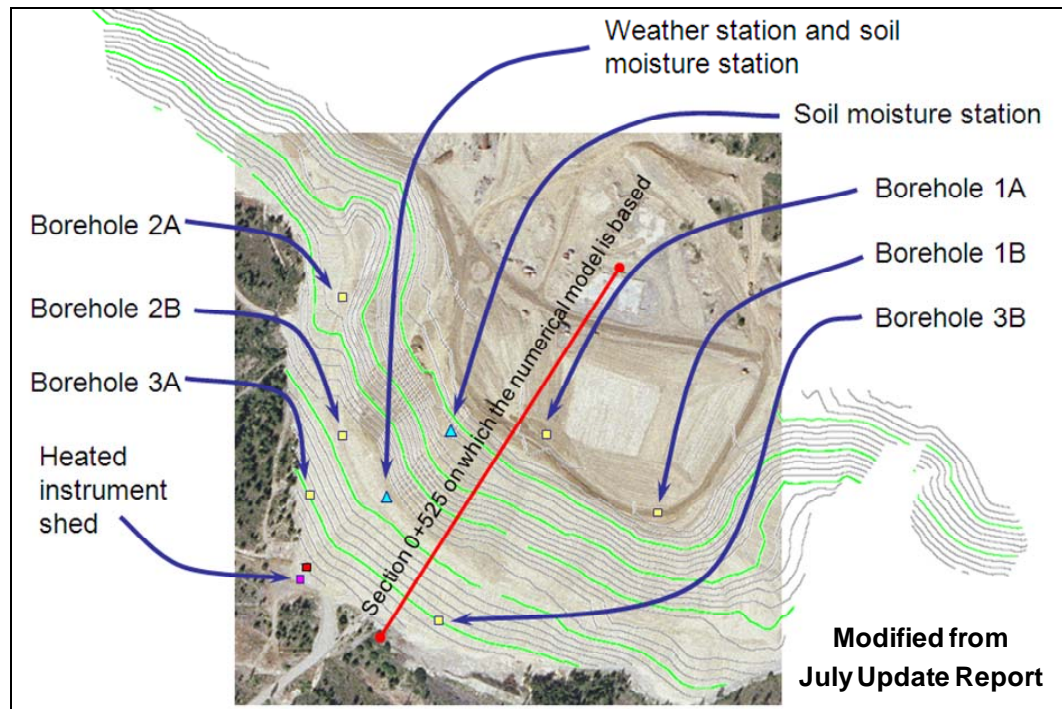


Figure 3.1. Location of Section 0+525 used to develop the numerical grid

## 3.2 NUMERICAL MODELING OF GAS FLOW IN WASTE ROCK DUMPS

### 3.2.1 General waste rock dump modeling approach

Gas flow can be generated by gradients in gas pressure, temperature or composition (Lefebvre 2006). All these mechanisms can potentially contribute to gas flow in a waste rock dump. Heat production related to sulfide oxidation can increase temperature and lead to thermal gas convection (Lefebvre et al. 2001b). Barometric pressure changes can also generate pressure gradients between the gas present in a dump and the atmosphere and cause gas transfer with the atmosphere by compression or expansion of the dump gas column (Wels et al. 2003). Chemical reactions in dumps can consume oxygen related to sulfide oxidation and release  $\text{CO}_2$  by carbonate dissolution, which can alter the molar

mass and density of the dump gas phase, leading to gas flow related to positive or negative dump gas buoyancy relative to atmospheric air. Furthermore, these three gas flow processes are not independent as, for example, gas temperature or composition changes can alter gas pressure.

The numerical simulator TOUGH AMD was used to develop a model representing the No. 1 Shaft Waste Rock Dump. TOUGH AMD represents multiphase transfer processes and reactions within acid-generating rock piles containing pyrite (Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 2001a 2001b). It is based on the general multiphase non-isothermal and multicomponent simulator TOUGH2 (Pruess 1991; Pruess et al. 1999). The numerical simulator TOUGH AMD considers heat and three components: water and air subdivided in two components (oxygen and the other air gases). Oxygen is consumed by pyrite oxidation, which has a first-order kinetics relative to oxygen. A reaction core model represents the pyrite oxidation kinetics in mine rock and the oxygen loss and heat production resulting from the oxidation as a function of temperature, oxygen concentration and pyrite mass fraction. This model has been used to simulate AMD in mine rock piles at other sites (Lefebvre 1995; Lefebvre and G elinas, 1995; Lefebvre et al. 1998 2001b 2001c 2002; Smolensky et al. 1999; Wels et al. 2003; Sracek et al. 2004).

The number of unknowns needed to specify the state of a numerical system depends on the number of phases and components considered (Pruess et al. 1999). Waste rock dumps in which acid mine drainage (AMD) is occurring are partially water saturated media within which oxygen consumption occurs due to sulfide oxidation (mostly pyrite), which leads to heat production (Lefebvre et al., 2001a). Numerical simulation of AMD in waste rock dumps thus involves the simultaneous estimation of four unknowns to determine the state of the system (gas pressure, water saturation, mass fraction of oxygen and temperature). The simulator also has to calculate the equation of state defining the equilibrium concentration of components (water, air and oxygen) in the two fluid phases (gas and liquid) as a function of temperature. This numerical problem is thus demanding, so that detailed numerical grids would require a long computation time to solve for the transient evolution of the system. For the numerical simulation of AMD production in

waste rock, it is thus normally preferred to use relatively coarse grid elements, while capturing the most important features of the dump geometry and material distribution (Lefebvre et al. 2001b).

### 3.2.2 Simplifying assumptions for the No. 1 Shaft Dump modeling

Compared to the general case of AMD in waste rock, conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump at the Sullivan Mine allow the modeled system to be simplified as follows:

- **Thermal conditions.** Isothermal (fixed temperature) conditions can be used with different temperatures assigned to the dump and atmosphere, but without considering heat transfer, thus avoiding the need to solve for temperature;
- **Gas composition.** Fixed gas composition, equivalent to atmospheric air, assigned to gas phases in the dump and atmosphere, thus avoiding the need to solve for gas composition;
- **Water flow.** Fixed water saturations, at different values for waste rock and till cover, imposed as residual water. This implies that no liquid water flow is represented, thus avoiding the solution of highly non-linear liquid flow under unsaturated conditions.

Isothermal conditions can be used since it was shown that the average temperature in the dump is relatively uniform and remains relatively constant throughout the year below a certain depth (Lahmira and Lefebvre 2008). Internal dump temperature is thus relatively independent of atmospheric conditions. Different simulations were thus carried out with a fixed temperature assigned to waste rock but at different values of atmospheric temperature in contact with the dump surface. However, since the simulator cannot represent temperatures lower than 0 °C, involving water freezing, mean dump temperature was shifted upward in the numerical simulations as well as the atmospheric temperatures representing the range of variations observed at the site. Fixed gas composition can be imposed in the numerical model because the dump gas phase was shown to have a mean molar mass similar to atmospheric air (Lahmira and Lefebvre 2008). Although the dump gas phase is depleted in oxygen, which would lower the molar mass, it contains a

proportion of CO<sub>2</sub> that brings its molar mass close to atmospheric air. Under such conditions, the dump gas phase composition will not significantly influence its density relative to atmospheric air. Using the same equivalent composition for both gas phases should thus lead to representative gas flow. This simplifying assumption avoids the need to represent oxygen consumption related to AMD production due to sulfide oxidation.

The dump is a partially water saturated media in which there is slow water infiltration, first through the till cover and then the underlying waste rock. However, the presence of the low permeability till cover spreads water flow relatively evenly throughout the year; even though it may vary seasonally, being expected to be higher during and following spring snow melt. Such conditions result in relatively stable water saturations whose influence on gas flow should remain quite constant throughout the year. Thus, including the solution of water flow in the system would not enhance the representation of gas flow. In order to impose water saturations representative of the system in the till cover and waste rock, while keeping water immobile, residual water saturation values were increased in the numerical model above imposed water saturations for each material. Under these conditions, the permeabilities of materials used as input in the numerical model correspond to effective air permeabilities controlling gas flow. Still, to take into account the effect of varying water saturations in the till cover, two simulation scenarios were used to represent “wet” and “dry” water saturation in the till cover and their corresponding effective permeabilities.

### **3.3 NUMERICAL MODEL DEVELOPMENT AND VALIDATION**

#### **3.3.1 Numerical modeling program**

For the numerical simulation of gas flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, different emphasis was placed on the representation of the three potential gas flow processes. As explained before, gas flow related to gas composition changes was neglected *a priori* based on available data showing that dump gas molar mass is equivalent to that of atmospheric air. Special emphasis was placed on the representation of the effect of



atmospheric temperature on dump gas flow, since pipe gas velocity monitored at the site was observed to be strongly correlated to atmospheric temperature. A systematic set of simulations was run every 5 °C at temperatures below and above the equilibrium temperature fixed at 25 °C for the purposes of numerical modeling. These simulations were made twice using the properties of dry and wet till cover. In this report, the emphasis is placed on the description of results for the minimum and maximum atmospheric temperatures of 5 and 36 °C, respectively. Only the dry till cover case is discussed because, after the calibration process discussed in the preceding section, the dry and wet till cover cases produced very similar results. Complementary simulations were also carried out to investigate 1) the effect of high and low barometric pressures at 36 °C for the dry till, 2) what would happen if there were no pipe, and 3) the impact of not having a till cover on the dump, in the last two cases at 5 and 36 °C for dry and wet till.

### **3.3.2 Numerical model conditions**

Numerical modeling of gas flow related to AMD production in waste rock dumps or coal spoils is almost always carried out on 2D vertical sections as is also done for the modeling of heap leaching that involves very similar processes (Cathles and Schlitt 1980; Jaynes et al. 1984; Pantelis and Ritchie 1992; Kuo and Ritchie 1999; Lefebvre et al. 2001b; Fala et al. 2005; Linklater et al. 2005; Molson et al. 2005). Such models allow the representation of gas convection due to composition or temperature changes in the dump. Such convection has a strong vertical component, thus requiring the representation of vertical gas movements, but does not significantly change laterally, thus does not need 3D models. Figure 3.1 shows the location of Section 0+525, which was used as a basis for the 2D vertical numerical grid of the No. 1 Shaft Waste Dump. This section was selected because it is representative of the central part of the dump and is surrounded by monitoring boreholes and the weather station. Since the dump has a wide central part, gas flow should be predominantly from the wide slope to the top surface and could thus be approximated as two-dimensional. A 2D vertical section numerical model having a similar width as the dump should thus be representative of the bulk gas flow in the dump.

Figure 3.2 summarizes the main features of the numerical grid and the distribution of materials. The grid represents the slopes at the surface of the dump as well as its base, which is inclined  $8^\circ$  relative to the horizontal. All grid elements are vertically 1 m thick, but their lengths range from 2.5 to 10.0 m to allow a better representation of the different slopes. The horizontal transverse width of grid elements is 350 m in order to obtain a numerical model with a volume equivalent to the No. 1 Shaft Dump. The grid has a total of 889 elements, of which 53 are non active and serve to impose atmospheric conditions at the dump surface, and 1 element is non active to impose atmospheric conditions at the pipe located within the toe drain fill material at the outside base of the dump. This pipe is where gas velocity, temperature and composition are monitored as gas flows in or out of the pipe. The area of the non active element representing the pipe in contact with an active drain element was assigned a value of  $0.1257 \text{ m}^2$ , which represents the actual flow area of the pipe to allow representative simulated gas fluxes through the pipe.

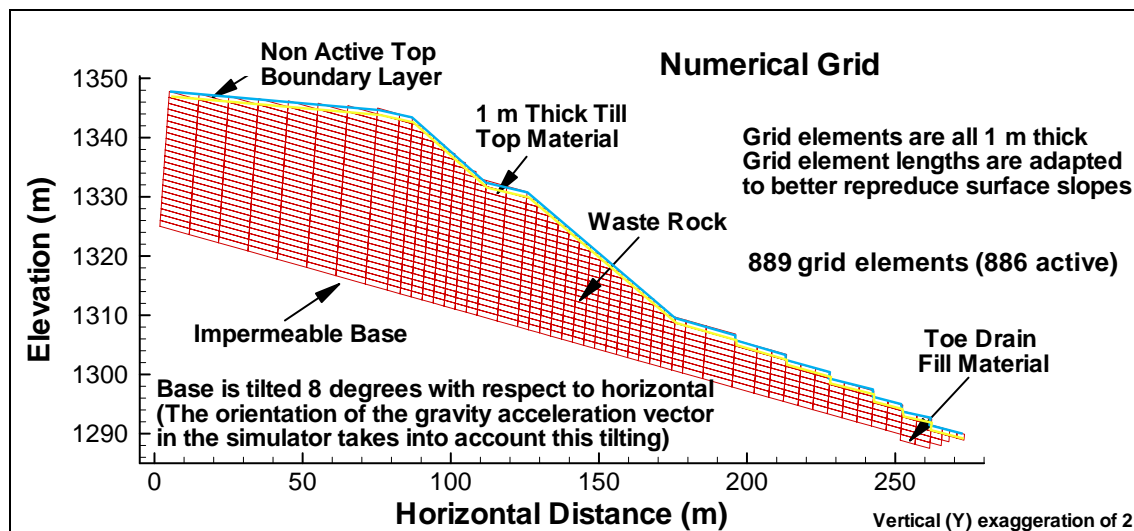


Figure 3.2. Boundary conditions and material distribution in the numerical grid

Figure 3.2 also shows the distribution of materials and boundary conditions assigned to the numerical grid. At the surface of the dump, two single layers of 1 m thick elements are used to respectively represent non active (fixed) boundary conditions and the underlying till cover. Almost all the dump interior is assigned to be waste rock material,

except the high permeability fill material in the toe drain at the outer base of the dump. The pipe used to sample leachate and through which gas flows is within this drain material and it is a non active element to which atmospheric conditions are assigned. The inside limit and base of the dump are assumed impermeable and thus specified as no flux boundaries. Surface non active elements are assigned atmospheric temperature and pressure conditions. These non active elements are specified as having the same properties as waste rock in order not to artificially increase the thickness of the low permeability till cover elements. Atmospheric temperature is uniformly assigned to non active boundary elements, including the dump surface and pipe. However, atmospheric pressure has to be applied with a value decreasing with elevation in accordance to the atmospheric air density in order to represent a stagnant hydrostatic gas column. Otherwise, the applied pressure could induce gas flow in the dump. Even though non active surface elements are assigned an atmospheric temperature different from the internal dump temperature, no heat transfer is considered. However, imposing atmospheric temperatures to non active surface elements provides inflowing air densities and viscosities representative of atmospheric temperature.

Monitoring data from the weather station show that temperature varies by about 30 °C, from -8 to 23 °C, and barometric pressure ranges from 85 000 to 88 000 Pa, with a mean of about 86 700 Pa (raw uncorrected pressures at the elevation of the weather station located on the dump). Monitoring data also show no gas flow through the pipe, so no gas exchange between the dump and atmosphere, when atmospheric temperature is around 10 to 12 °C. This “equilibrium” temperature thus represents the effective mean global gas temperature in the dump, considering that the dump gas phase has a molar mass equivalent to atmospheric air. The magnitude of gas exchanges between the dump and atmosphere should depend on the difference of atmospheric temperature from the equilibrium temperature. In order to simulate these gas exchanges, the numerical model thus has to represent the full range of 30 °C temperature variations. However, the equation of state in TOUGH AMD cannot represent temperatures below 0 °C. Despite this limitation, since it is the difference in temperature relative to the equilibrium that

controls gas exchanges, the model uses an equilibrium temperature of 25 °C, which allows the model to represent  $\pm 15$  °C changes without reaching negative values.

Table 3.1 summarizes the range of atmospheric temperatures and corresponding atmospheric pressures imposed as boundary conditions based on observed variations at the site. Base simulations at hydrostatic conditions, without gas flow in the dump, are carried out at 25 °C, the model temperature assigned to the dump. These simulations provide the initial conditions used for simulations carried out at other temperatures. This paper highlights results obtained for the two “extreme” temperature cases at 5 and 36 °C representing the normal range of variation for atmospheric temperature at the site. Intermediate simulations were carried out every 5 °C between 5 and 45 °C to obtain a complete view of the simulated conditions. Table 3.1 also shows the atmospheric pressures corresponding to imposed atmospheric temperatures. These different atmospheric pressures strictly depend on the changes in temperature that induce different gas densities, thus leading to significant changes in barometric pressure due to the high elevation of the site. Table 3.1 shows pressure values imposed at the top of the dump and at the pipe located near its base. The barometric pressure imposed on the dump surface varies approximately linearly with elevation between these two values.

Table 3.2 summarizes the material properties derived from available data on the No. 1 Shaft Waste Rock Dump (details in Lahmira and Lefebvre 2008). Till properties were determined on the basis of available laboratory and field measurements. Using available grain size distributions, waste rock properties were estimated by comparison of its grain size distribution to analog waste rock whose properties were measured in the lab. Representative soil moistures of the till for wet and dry conditions were based on measured soil moisture profiles on the No. 1 Shaft Dump. A representative waste rock soil moisture was obtained by assuming capillary equilibrium with the till cover.

Material properties were modified from their initial estimate to calibrate and validate the model. The following criteria were used to determine if the model was representative and appropriately calibrated: 1) the direction (in or out) and magnitude of pipe gas flow as a

function of atmospheric temperature; 2) the gas pressure gradients generated between the dump and atmosphere as compared to those measured at observation wells; 3) the gas flow patterns as compared to inferred patterns based on gas pressure gradients and gas composition measured in observation wells; and 4) the time for the system to reach steady state, as monitoring data show that pipe gas velocities and directions quickly follow changes in atmospheric temperature with a short lag time. Lahmira and Lefebvre (2008) further describe the observations obtained from the No. 1 Shaft Dump monitoring system that formed the basis of the model calibration criteria.

The effective air permeability is the property that had to be modified the most to calibrate the model. The value of effective air permeability had to be significantly increased, to at least  $5 \times 10^{-12} \text{ m}^2$  for the till cover and  $5 \times 10^{-9} \text{ m}^2$  for waste rock, in order to reproduce the observed gas flow behavior of the dump, especially the magnitude of pipe gas flow velocity. These values represent increases of more than 1 and 2 orders of magnitude, respectively, for the dry and wet till cover. For waste rock, the increase in effective air permeability over the initial estimate is 2 orders of magnitude. Such large increases above estimated values for the till cover, especially under wet conditions, were thought to indicate that the threshold effective air permeability required to calibrate the model is more likely related to local variability in the cover (fissures, grain size variations, compaction or thickness variations, etc.), than a poor initial estimate of the properties of “sound” till cover. The presence of such local variability is perhaps indicated by the observed localized melting of snow over the dump surface that could be due to preferential warm gas exit from the dump. Similarly, the large increase in effective air permeability for the waste rock over the initial estimate could reflect the heterogeneity of the dump and the presence of preferential gas flow paths through coarse high permeability material. The variability in the waste rock grain size appears to be confirmed by recent geophysical and drilling investigations. Lahmira et al. (2007) have shown through numerical simulations that heterogeneous waste rock leads to preferential water flow through fine-grained material, leaving coarse permeable material available for gas flow.

Table 3.1. Temperature and pressure conditions with corresponding pneumatic potential

<b>Imposed Conditions</b>	<b>Minimum atmospheric temperature (°C)</b>	<b>“Mean” dump temperature (°C)</b>	<b>Maximum atmospheric temperature (°C)</b>
Real value	-8	12	23
Model value	5	25	36
Pressure at dump top <sup>a</sup> (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pressure at pipe <sup>b</sup> (Pa)	86 498	87 415	87 869
Mean dump gas density (kg/m <sup>3</sup> )	0.991	1.002	1.008
Mean atmospheric air density (kg/m <sup>3</sup> )	1.062	1.002	0.972
Pneumatic potential <sup>c</sup> at dump top (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pneumatic potential at pipe (Pa)	85 905	86 821	87 266
Potential difference (Top – Pipe) (Pa)	-43	0	34
Dump gas general flow direction	Upward	No flow	Downward

a: the top of the dump is at an elevation of 1348 m.

b: the pipe at the bottom of the dump is at an elevation of about 1287 m.

c: pneumatic potentials are calculated within the dump for conditions corresponding to the dump mean gas density at the internal dump temperature (25 °C) and gas pressure (using equation 2). The following relationships apply for the three atmospheric temperatures shown in the table for which distinct barometric pressures lead to different mean dump gas densities:

Potential @ 5 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.7209 \cdot (z-1348)$

Potential @ 25 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.8296 \cdot (z-1348)$

Potential @ 36 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.8838 \cdot (z-1348)$

Table 3.2. Material properties

<b>Property</b>	<b>Dry Till</b>	<b>Wet Till</b>	<b>Waste Rock</b>	<b>Drain &amp; Pipe</b>
Total porosity (-)	0.295	0.295	0.33	0.45
Residual water saturation (-)	0.80	0.950	0.35	0.45
Hydraulic conductivity (m/s)	$5.00 \times 10^{-06}$	$5.00 \times 10^{-06}$	$1.00 \times 10^{-04}$	$1.00 \times 10^{-03}$
Estimated effective air permeability (m <sup>2</sup> )	$1.46 \times 10^{-13}$	$9.41 \times 10^{-15}$	$9.34 \times 10^{-12}$	$1.02 \times 10^{-10}$
<b>Applied effective air permeability (m<sup>2</sup>)</b>	<b><math>5.10 \times 10^{-12}</math></b>	<b><math>5.10 \times 10^{-12}</math></b>	<b><math>5.02 \times 10^{-09}</math></b>	<b><math>5.02 \times 10^{-05}</math></b>
Van Genuchten $\alpha$ parameter (Pa <sup>-1</sup> )	0.000008	0.000008	0.00085	
Van Genuchten $m$ parameter (-)	0.55	0.55	0.3	
Van Genuchten $n$ parameter (-)	2.22	2.22	1.43	

It is important to point out that simulations used “equivalent” homogeneous material properties to represent the till cover and waste rock that are likely heterogeneous. These equivalent properties which differ from initially estimated properties do not imply that these initial estimates were necessarily wrong or that the cover is generally performing more poorly than what lab and field measurements would tend to show. Instead, these equivalent properties are thought to be strongly influenced by the presence of preferential flow paths in waste rock and local variability of the till cover. Furthermore, properties of waste rock and till cover are not independent and other combinations of these properties could as well have led to model calibration. The presence of preferential gas flow paths through the waste could also have an effect on the equivalent cover permeability. The preferential flow paths would allow high pneumatic potential gas to be in contact with localized points of the cover. If some of those points were more permeable than the bulk of the cover, significant gas flow could result. When the model is calibrated by adjusting the equivalent homogeneous bulk properties of the waste rock and cover, these localized effects cannot be considered. The implication of this discussion is that the calibration of the till cover permeability should not be taken to represent a “correction” to the original estimates. Under the assumption that the effective air permeability required to calibrate the model did not reflect intact till cover but the potential effect of preferential paths through the cover, the same effective air permeability was used for both dry and wet till. If local variability controls the overall cover permeability, it would not be of interest to investigate values even higher than the “threshold” required for calibrating the model. Under such conditions, this paper presents no discussion of differences between dry and wet till simulations, as these lead to similar results.

### **3.3.3 Model calibration and validation**

Figure 3.3 compares measured pipe gas velocities as a function of atmospheric temperature to the numerical simulation results. Positive pipe gas velocities correspond to gas flow into the pipe, whereas negative values represent gas flow out of the pipe. Simulations were carried out for a dry till cover at 5 °C intervals above and below the equilibrium temperature. Simulation results (blue squares) are shown at temperatures of

the actual system corresponding to simulation temperatures (Table 3.1). Observations shown (yellow lozenges) are selected daily values measured at Noon. The red line is the linear regression of observations. The dashed blue line linearly links simulation results.

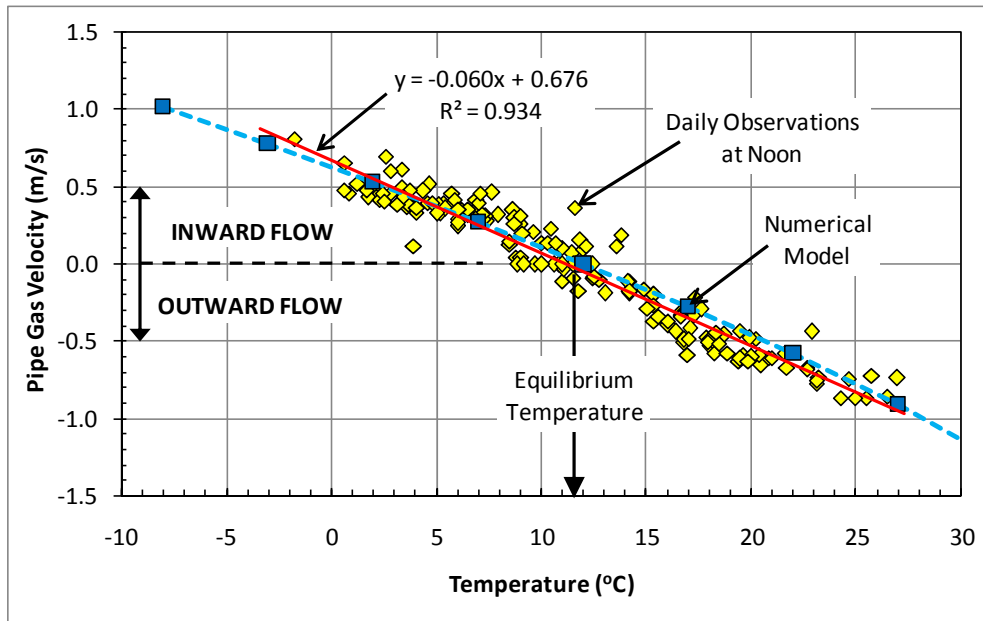


Figure 3.3. Comparison of simulated and measured gas velocities in the pipe

Pipe gas velocities provide the best indication of the importance and direction of gas flow in the dump. At the equilibrium temperature of 10-12 °C, there is no gas flow through the pipe, whereas pipe gas velocity is positive (into the pipe) at temperatures lower than the equilibrium and negative (out of the pipe) at temperatures above the equilibrium. Pipe gas velocity is strongly negatively correlated to atmospheric temperature ( $R^2=0.93$ ). Simulated pipe gas velocities very closely followed observations, showing that the model is properly calibrated. The model is also validated by comparison to other monitoring observations that are consistent with simulation results (Lahmira and Lefebvre 2008). On that basis, a gas flow conceptual model was developed, which guided the development of the numerical model used to simulate dump gas flow (Lahmira and Lefebvre 2008). Generally, variations in gas composition and differential pressures measured in monitoring boreholes, as well as the temperature profiles were found to be consistent with simulated conditions and gas flow patterns.



### 3.3.4 Transient conditions

In order to investigate transient conditions in the dump following changes in temperature and barometric pressure, simulation printouts were generated every 5 minutes for a total time of 1 hour after the start of the simulation. Figures 3.4 shows the evolution of pipe gas velocity and total gas mass in the dump after the initial “perturbation” corresponding to the start of a simulation. These figures show that after 15-20 minutes near steady state conditions are reached corresponding to the imposed atmospheric conditions.

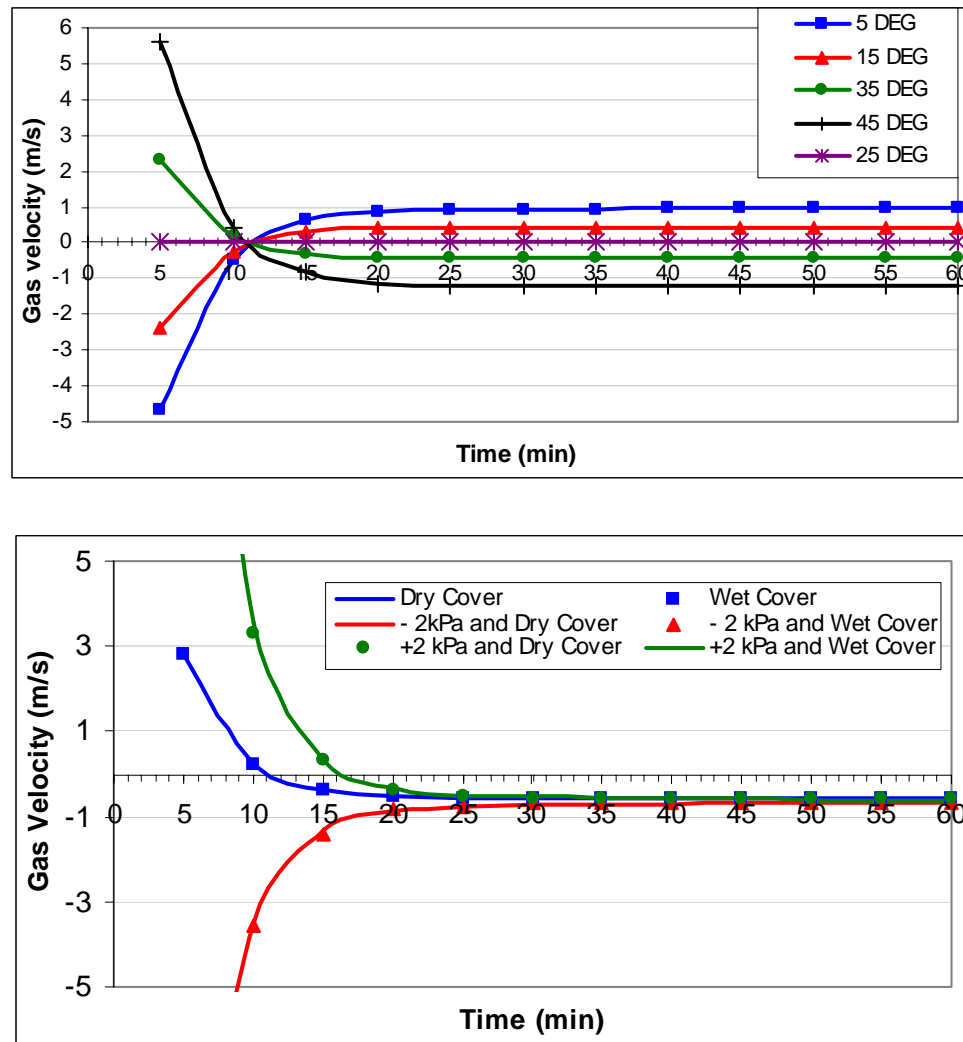


Figure 3.4. Transient pipe gas velocities for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom)

In the case of pipe gas velocities, the initial magnitudes at the onset of a simulation are very large and there can be reversals in flow direction at the start of a simulation compared to the direction reached at steady state. In the case of the total gas mass, the relative magnitude of the change is quite small, partially explaining why the transient period does not last long, along with the fact that gas exchanges through the pipe can rapidly transfer the gas mass required to reach the new steady state. These results demonstrate that the system can rapidly reach steady state conditions, even after the major perturbations imposed in numerical simulations. In the actual system, atmospheric conditions are progressively changing, rather than being subject of sudden variations. The short time required to reach steady state in the simulations indicates that the system can dynamically adapt to progressive changes in atmospheric conditions. It would thus be uncommon to observe reversals in pipe flow direction due to changes in barometric pressure, and such changes would be short-lived.

### 3.4 SIMULATED GAS FLOW BEHAVIOR

#### 3.4.1 Gas buoyancy and pneumatic potential controlling gas flow

Monitoring data and results from the numerical modeling of the No. 1 Shaft Waste Rock Dump presented in the previous section show that gas flow in this dump is controlled by atmospheric temperature. The physical process depending on temperature that is at the origin of gas flow is thermal convection due to dump gas buoyancy whose principles are briefly discussed in this subsection to facilitate the explanation of the numerical modeling results presented in the next subsection. Dump gas buoyancy depends on its density relative to atmospheric air. Gas (or air) density  $\rho_a$  (kg/m<sup>3</sup>) is obtained from the following relations derived from the gas law (Lefebvre 2006):

$$\rho_a = \frac{M}{V} = \frac{nm}{V} = \frac{pm}{RT'} = \frac{p \sum (x_i m_i)}{RT'} \quad [3.1]$$

Where  $M$  (kg) and  $V$  (m<sup>3</sup>) are respectively the mass and volume of gas. The mass of gas depends on its number of moles  $n$  (mol) and its molar mass  $m$  (kg/mol). The molar mass of a gas such as atmospheric air, which is a mixture of components  $i$ , is the sum of the

products of molar fractions  $x_i$  and molar masses  $m_i$  of these components. The volume of gas is obtained from its pressure  $p$  (Pa) and absolute temperature  $T'$  (K) and the gas constant  $R$  ( $8.31 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}\cdot\text{K}$ ).

In the case of the No. 1 Shaft Dump, it was already mentioned that the molar mass of dump gas is similar to that one of atmospheric air. Also, under steady state equilibrium, the mean gas pressure is fixed at a similar value by the prevalent barometric pressure both in the atmosphere and within the dump. The difference between dump gas and atmospheric air densities thus only depends on their respective temperature, gas density being inversely proportional to temperature.

The dump maintains a relatively steady mean internal temperature of about 10-12 °C that it imparts to the gas phase present within the dump. However, atmospheric temperature is quite variable, so that the density of the atmospheric air in contact with the dump will vary. Based on these principles and as shown by the simulation results, in the case where atmospheric temperature is similar to the mean dump temperature, the density of atmospheric air will be the same as that of the dump gas and there will be no tendency for dump gas to flow. This is referred in this paper as the “equilibrium temperature”. However, when atmospheric temperature is lower than the dump temperature, its density is higher than the dump gas, which will tend to rise up through the atmosphere (positive buoyancy). On the contrary, when atmospheric temperature is higher than the dump temperature, its density is lower than the dump gas, which will tend to sink down through the atmosphere (negative buoyancy).

This process of buoyancy-driven gas flow controlled by atmospheric temperature differences from the dump “equilibrium temperature” is in agreement with the measured directions and magnitudes of pipe gas velocity versus atmospheric temperature (Figure 3.3). For this gas circulation process to occur, there has to be flow through the till cover and waste rock in the dump. The pipe directly connects the dump to the atmosphere, but flow also has to go through the dump top surface or through defects in the till cover. If the till cover were “perfectly” impermeable, the gas flow behavior would be quite different.

Pressure equilibration between dump gas and the atmosphere would only occur by gas circulation through the pipe. However, there would be zero gas flow under steady state after pressure equilibration. Furthermore, flow through the pipe would be linked to barometric pressure changes, rather than atmospheric temperature variations. Thus, the strong relation of pipe gas velocity with atmospheric temperature and the insignificant effect of barometric pressure provide strong indirect evidence that significant gas flow can occur through the dump surface.

The magnitude of dump gas flow through the dump is driven by the difference in pneumatic potential between the top and base of the dump that is caused by the buoyancy of dump gas relative to atmospheric air. The numerical simulator rigorously takes into account all processes contributing to gas flow as well as the compressibility of the gas phase. However, the simulator does not provide as an output the values of the pneumatic potential. These potentials are much better for showing the processes controlling dump gas flow and gas exchanges between the dump and atmosphere than gas pressure. Thus, for the purpose of generating meaningful graphs, the following simplified form of the pneumatic potential  $\Psi$  (Pa) was calculated using the numerical modeling results (Lefebvre 2006):

$$\Psi = \rho \cdot g \cdot (z - z_0) + p \quad [3.2]$$

Equation 3.2 is analogous to the definition of hydraulic head, with a component of gas pressure  $p$  (Pa) and a component of elevation, which is the product of gas density  $\rho$  ( $\text{kg/m}^3$ ), gravitational acceleration  $g$  ( $9.81 \text{ m/s}^2$ ) and elevation difference between the pressure measurement point  $z$  (m) and an arbitrary reference elevation  $z_0$  (m) (elevation is positive upward). This relationship neglects gas compressibility, i.e. the fact that density varies with pressure as shown by equation 3.1. However, over the short vertical interval of the No. 1 Shaft Dump, there is only a very small change in density related to elevation and pressure. Pneumatic potentials were thus calculated “inside” the dump using the mean dump gas density corresponding to the mean internal dump temperature and pressure. The same relationship was also used for the surface boundary elements corresponding to atmospheric conditions. Pneumatic potentials for boundary atmospheric

conditions indicate if atmospheric pneumatic potentials are in equilibrium with dump gas or would instead induce upward or downward dump gas flow.

Table 3.1 lists the pneumatic potential values calculated at the dump top surface and the pipe for the minimum, mean (equilibrium) and maximum atmospheric temperatures encountered at the site. The table also presents the mean dump gas and atmospheric air densities at these temperatures. The differences in density between dump gas and atmospheric air indicates that dump gas flow should generally be upward and downward, at respectively low and high atmospheric temperatures. The magnitude of this flow will depend on the pneumatic potential differences between the top of the dump and the pipe. The direction of dump gas flow is also shown by the fact that the pneumatic potential is lower than at the pipe under low atmospheric temperature and higher at high temperature.

### **3.4.2 Gas flow in the dump at low and high temperature**

Atmospheric pressure conditions are imposed on the numerical grid on the non active elements representing the surface of the dump and on the pipe, which is in contact with the atmosphere. The atmospheric gas column is itself static and at the simulation equilibrium temperature of 25 °C, the dump gas column also has to be static. These static conditions were used as initial conditions for other simulations. The onset of these simulations thus represents a sudden change in boundary temperatures and pressures, which induces transient dump gas flow conditions until the dump gas pressure distribution has equilibrated with imposed conditions. As equilibrium conditions are reached, steady state dump gas flow related to imposed conditions is reached and pressure or gas flow patterns remain constant. These steady state flow conditions are presented in this section.

Respectively for simulations at atmospheric temperatures of 5 °C and 36 °C, Figures 3.5 and 3.6 show calculated pneumatic potentials corresponding to simulated conditions with a color scale. Each figure shows conditions for three simulated cases: the base case with dry till cover and pipe, the case with dry till cover and no pipe, and the case without till

cover but with a pipe. The simulated high and low barometric pressure cases are not illustrated as these results are very similar to the base case, but with shifted absolute values of pneumatic potential. Figures 3.5 and 3.6 also show streamlines indicating gas flow paths within the dump. Arrows along these streamlines indicate the gas flow direction, whereas black squares are time markers whose spacing indicates 5 day flow duration. White squares on the graphs indicate the four representative locations within the dump for which gas velocities were compared between the cases (not discussed here).

The top graphs of Figures 3.5 and 3.6 represent simulated conditions for the base case, respectively at 5 and 36 °C. Although dump gas flows in opposite directions at these different atmospheric temperatures, gas flow patterns have common features. First, most of the gas exchanges between the dump and atmosphere occur through the pipe (and toe drain) and the top surface of the dump. This is indicated by the fact that a vast majority of streamlines extends from the pipe to the top surface of dump. The area of the pipe and toe drain within the dump has a potential similar to the one of the dump surface boundary at atmospheric conditions. However, there is a large potential difference between the uppermost part of the dump and the boundary at the top dump surface (shown by the contrast in color representing potential magnitude). This indicates that a significant loss in potential occurs as gas flows across the till cover at the dump top surface. This feature is also apparent on the graphs of pneumatic potential versus elevation shown on Figure 3.7 that will be discussed later. There is limited exchanges through the till cover along dump slope as indicated by few streamlines originating from the slope. On that slope, gas is exchanged in different directions through the till in the upper and lower parts of the dump slope.

Gas velocities are low in the interior and top portion of the dump, become higher in the center of the slope and are the fastest in the lower thin portion of the dump, as indicated by the spacing of streamline time markers on Figures 3.5 and 3.6 (farther apart markers indicate faster gas flow). Since little flow occurs through the till cover, there is about the same total gas flow rate from the top dump surface to the pipe located at the base of the dump. Gas velocity is thus related to the available gas flow cross section through the

dump, which is much larger in the thick upper part of the dump than in the lower thin portion near the base of the dump. Gas velocities are higher for the case at low atmospheric temperature (5 °C) than at high temperature (36 °C) due to the higher difference in pneumatic potential between the dump top surface and the pipe at 5 °C compared to 36 °C (Table 3.1). These differences in gas velocity between these two cases influence the total gas transit time through the dump. The transit time actually depends of the position within the dump. For the case at 5 °C, if atmospheric temperature remained constant, it would take more than a month for gas to transit through the lower part of the dump, whereas the transit time would be less than 20 days through the upper portion of the dump closer to the slope. In the case of the gas transiting across the dump slope, its transit time would be less than 10 to 15 days. Since gas flow is slower for the 36 °C case, the total transit time would take more than 2 months in the lower part of the dump and in the order of 40 days in the upper portion of the dump close to the slope.

### **3.4.3 Role of the toe drain/pipe and till cover (cases without a pipe or till cover)**

The middle graphs of Figures 3.5 and 3.6 show potentials and streamlines for the simulation case without a pipe, respectively at 5 and 36 °C atmospheric temperatures. Compared to the base case, the absence of a pipe results in the same general flow direction and quite similar gas flow patterns through the dump. Without a pipe, the main difference compared to the base case is that gas has to flow through the till cover in the lower part of dump. There is an important potential loss as gas flows through the till (shown by the contrast in color related to potential magnitude). This is also apparent in Figure 3.7 that will be discussed later. Gas velocity is decreased compared to the base case in lower part of dump due to more restricted gas exchanges between the dump and atmosphere in the absence of the pipe. Results for simulations without a pipe should only be compared to the base case as they are not meant to represent what would actually occur without a pipe, but rather to show the role of the pipe under the conditions presently prevailing in the dump.

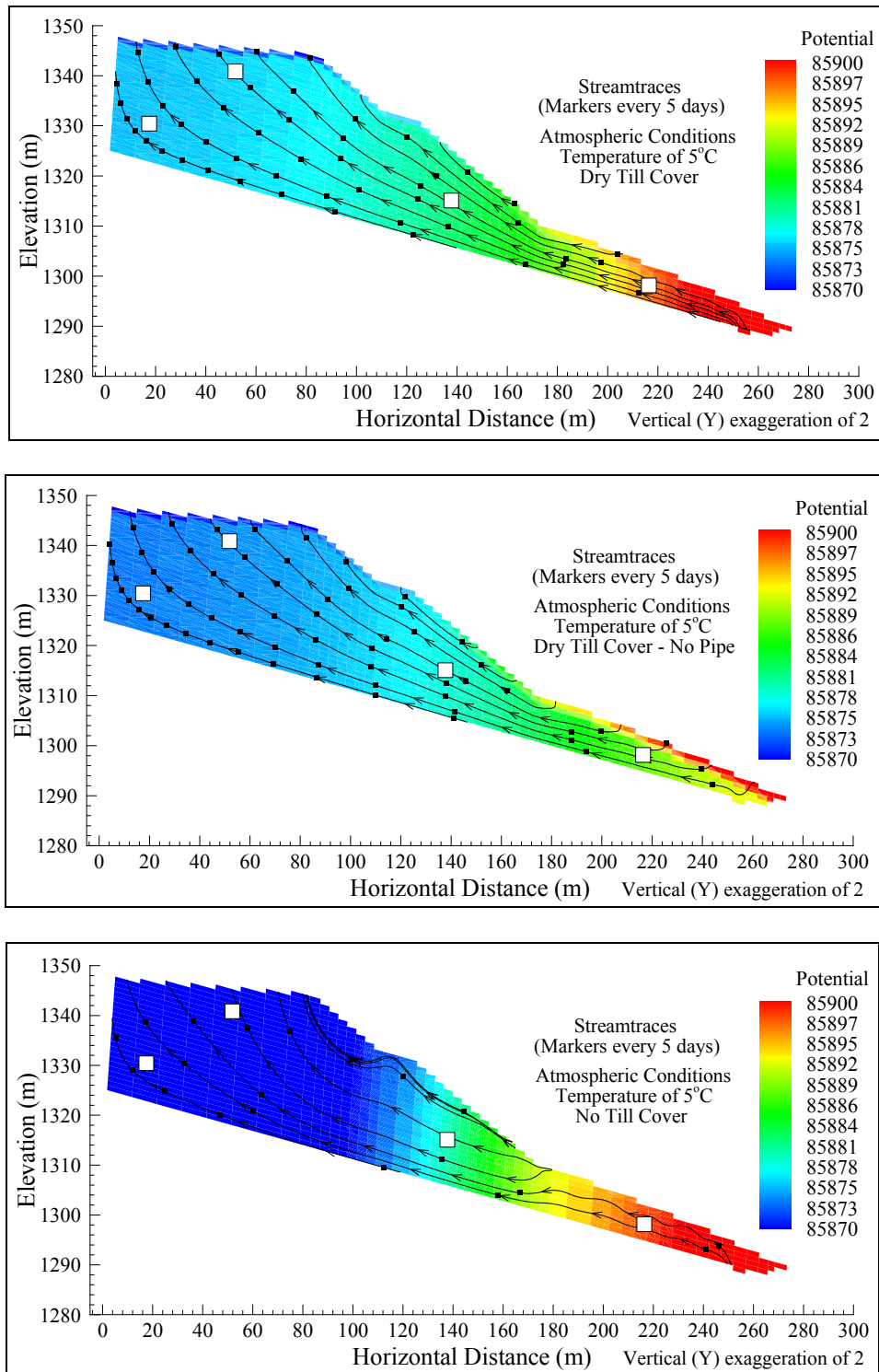


Figure 3.5. Pneumatic potential and streamtraces at 5 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom)



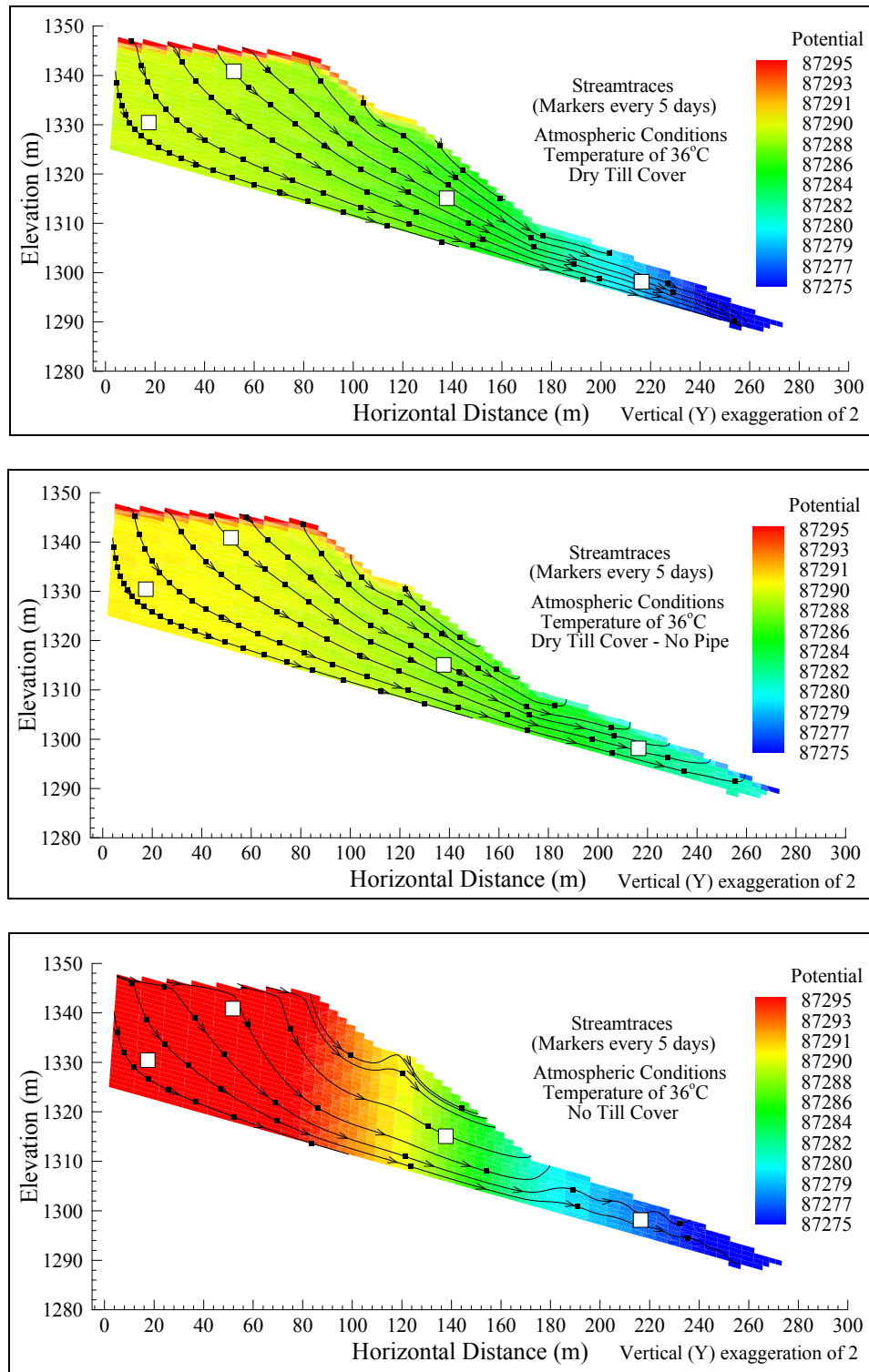


Figure 3.6. Pneumatic potential and streamtraces at 36 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom)

The lower graphs of Figures 3.5 and 3.6 show potentials and streamlines for the simulation case without a till cover, respectively at atmospheric temperatures of 5 and 36 °C. Compared to the base case, the absence of a till cover leads to much faster gas flow in the dump. Since there is no till cover, in this case there is no potential loss across the dump surface. This leads to increased gas entry in the dump through the slope as well as the pipe. However, gas entry through the pipe is relatively less important, compared to gas entry through the slope. This is indicated by the fact that less streamlines are transiting through the pipe than what occurred for the base case. Gas velocities are higher through the dump than in the base case, except through the lower part of the dump. Again, results for simulations without a cover should only be compared with the base case as they are not meant to represent what would actually occur without a cover, but rather what is the role of the cover under the present conditions of the dump.

#### **3.4.4 Simulated pneumatic potential**

Figure 3.7 presents graphs of pneumatic potential versus elevation in the dump for simulated conditions prevailing after 12 hours, i.e. near steady state. Under these conditions there is equilibrium between the imposed atmospheric temperature and pressure on the dump and gas flow within the dump. The three main simulation cases are presented: base case, no pipe, no cover. The high and low barometric pressure cases are not illustrated as they are very similar to the base case, but with shifted absolute values of potential. Table 3.1 showed that imposed atmospheric conditions lead to pneumatic potential gradients between the top surface of the dump and the pipe. On Figure 3.7, the potentials related to boundary atmospheric conditions appear as linear trends spanning the entire dump elevation range. For a given atmospheric temperature, these trends are the same for all three simulation cases since boundary conditions are identical for these cases. These linear vertical pneumatic potential gradients at the dump surface control the direction of dump gas flow. For low atmospheric temperature (5 °C), the imposed boundary pneumatic potentials decrease with elevation, which leads to upward gas flow, whereas at high atmospheric temperature (36 °C), the imposed potentials increase with elevation, which imposes downward gas flow.

The top graphs of Figure 3.7 correspond to the base case. Since there is a direct link between the dump and the atmosphere provided by the pipe and toe drain, the lower part of the dump gas has the same pneumatic potential as the atmosphere. As gas flows through the dump, there is a pneumatic potential loss along the flow direction, upward for the 5 °C case and downward for the 36 °C case. This loss is more important (higher gradient) in the lower part of dump where the flow cross section is restricted, whereas very little potential loss occurs in the upper thick part of dump.

The dump gas pneumatic potentials cross the atmospheric values at an elevation of about 1320 m. Above and below this elevation, the difference in potential between the atmosphere and dump gas leads to limited gas exchanges across the till cover due to its low effective air permeability. There is a large difference in potential between the atmosphere and dump gas at the top of the dump that corresponds to the potential loss occurring while gas flows through the till cover at the top surface of the dump.

The central graphs of Figure 3.7 show the trends in pneumatic potential with elevation for the cases without a pipe. The main difference relative to the base case is that the upper and lower ends of the dump are at different pneumatic potentials than the atmosphere. Under these conditions, there are thus large potential losses as gas flows through the till cover at the base and upper portion of the dump slope, to either enter or exit the dump.

The lower graphs of Figure 3.7 show conditions for the cases without a till cover. This time the main difference compared to the base case is that dump gas potentials are the same as atmospheric potentials along the entire slope of the dump. In the absence of cover, there is no potential loss as gas flows through the dump surface, which leads to overall larger dump gas potential gradient from the base to the top of the dump. This induces larger overall gas flows through the dump and more important gas exchanges between the dump and atmosphere without a till cover.

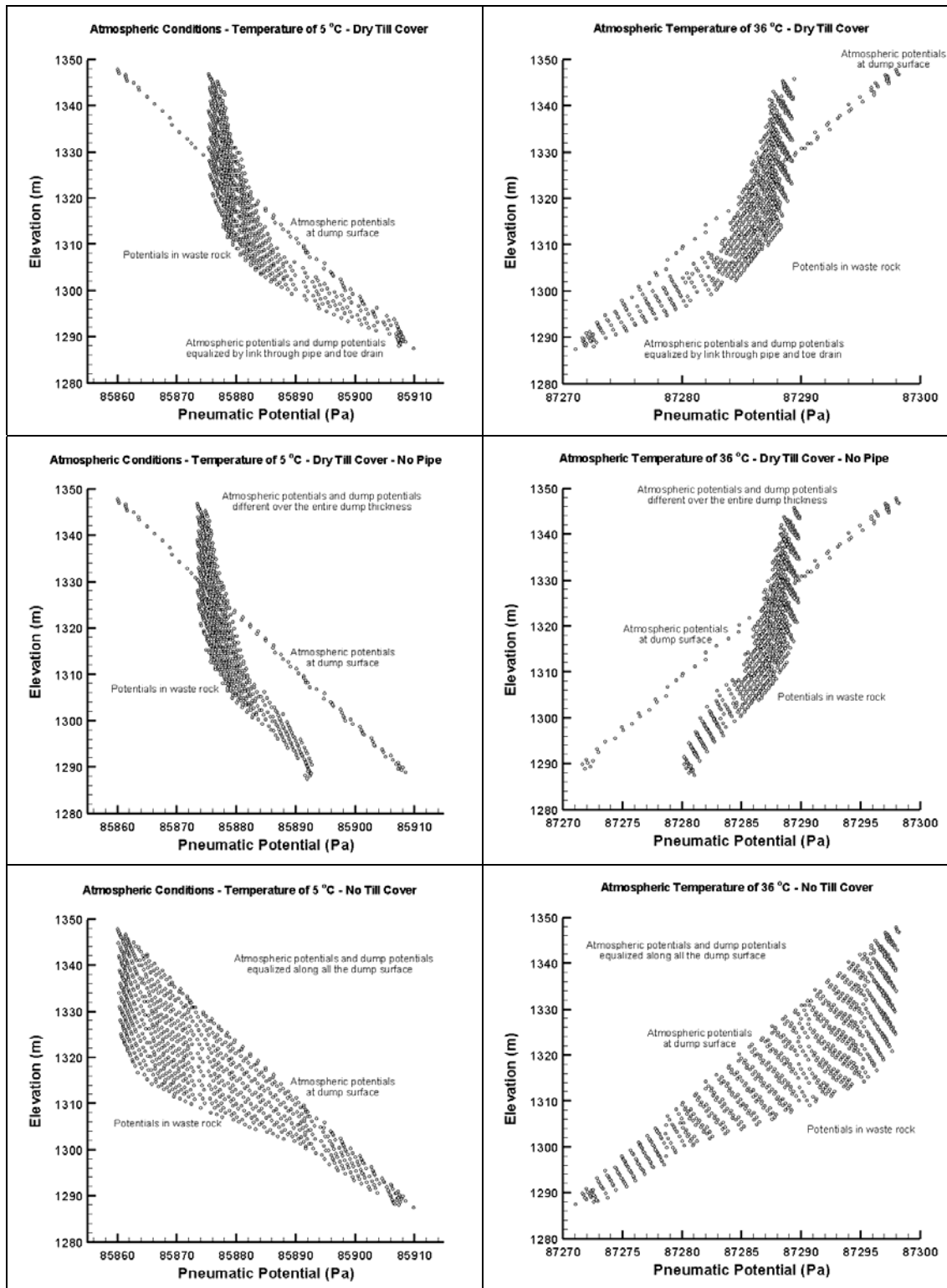


Figure 3.7. Vertical distribution of pneumatic potentials at 5 °C (left) and 36 °C (right) for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and without a till cover (bottom)

### 3.4.5 Gas flow conceptual model

Table 3.3 summarizes the monitored conditions in observation boreholes, whose locations are shown in Figure 3.1 and projected positions on the numerical grid are indicated on Figure 3.8. The conditions compiled in Table 3.3 indicate of gas flow conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump. On this basis, a gas flow conceptual model was developed, which guided the development of the numerical model used to simulate dump gas flow. These conceptual models are presented so that the observations that formed the basis for its development can be compared to numerical simulation results. Such a comparison further validates the numerical model and ties together numerous observations made on conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump.

Observed thermal conditions are the first data compiled in Table 3.3. Atmospheric temperature is presented as a reference and the values quoted for “Low”, “Mean” and “High” temperature are obtained from a sinusoidal fit to the meteorological temperature data. Values of borehole monitored parameters are representative of these different atmospheric temperature ranges. Boreholes temperature listed in Table 3.3 are derived from measured monthly profiles that are affected by cyclic yearly air temperature variations. Boreholes BH-1A and BH-1B are the only ones deeper than the range affected by cyclic yearly air temperature variations (about 10 m). Below 5 m depth, temperatures range from about 8 to 16 °C, with average values between about 10 to 14 °C (Figure 3.3). Table 3.3 also compiles gas compositions observed in boreholes, which were found to be quite variable seasonally. Boreholes BH-1A and BH-1B have more stable gas compositions with low oxygen (1-5 %) and high CO<sub>2</sub> (4-6%). At low temperatures, oxygen concentrations are slightly higher, whereas CO<sub>2</sub> concentrations are lower. BH-2A has very low oxygen (1%) and very high CO<sub>2</sub> (10%) concentrations. This borehole may be isolated from the main gas flow system. BH-2B, BH-3A and BH-3B have widely varying seasonal gas concentrations, with high oxygen (can even be atmospheric) and low CO<sub>2</sub> under low air temperatures and almost no oxygen and high CO<sub>2</sub> (which can exceed 12%) under high air temperatures. Representative values of gas densities calculated for the temperatures and gas composition found in boreholes are compared to atmospheric air

densities. Finally, Table 3.3 compiles the differential gas pressures ( $dP$ ) measured in boreholes, which indicate vertical gas flow tendencies. The measurements made when borehole gas was sampled are those shown in the table. The convention used for  $dP$  measurements is atmospheric pressure minus borehole pressure. Positive values of  $dP$  thus indicate downward flow tendencies, whereas negative values show upward flow tendencies.

Table 3.3. Summary of monitored conditions in boreholes  
(Conditions observed as of December 2007, when the numerical model was developed)

<b>Borehole</b>	<b>Temperature (°C)</b>	<b>Oxygen (%)</b>	<b>CO<sub>2</sub> (%)</b>	<b>Differential P Flow direction</b>	<b>Gas density (kg/m<sup>3</sup>)</b>	
Atmosphere:	Low T	-8			1.137	
	Mean T	7.5			1.071	
	High T	23			1.008	
BH-1A	Low T	10	2.3	4.4	Up fast at low T	1.060
	Mean T	13.7	1.2	5.1	Mostly Up	1.045
	High T	16	1.1	5.7	Down >> 20 °C	1.035
BH-1B	Low T	10	2.5	4.5	Up fast at low T	1.060
	Mean T	13.7	3.2	4.5	Mostly Up	1.045
	High T	16	4.8	4.5	Down >> 20 °C	1.035
BH-2A	Low T	7				
	Mean T	10	1.3	10		
	High T	13				
BH-2B	Low T	7	10.2	1.9	Down when cold	1.057
	Mean T	10	3.9	4.5		1.050
	High T	13	0.2	6.7	Up when hot	1.040
BH-3A	Low T	8	11.7	2.1	Down when cold	
	Mean T	11	7.7	4.4		
	High T	14	0.3	8.6	Up when hot	
BH-3B	Low T	11	8.5	2.7	Down when cold	1.043
	Mean T	13	5.3	4.3		1.039
	High T	16	1.2	6.25	Up when hot	1.032
Pipe	Low T				Flow In	
	Mean T					
	High T		1 to 2	5.6 to 7	Flow Out	

The data compiled indicate that both the sign and magnitude of  $dP$  vary seasonally. In boreholes at the top of the dump (BH-1A and BH-1B)  $dP$  indicates mostly upward gas flow, except when air temperature is high (above about 20 °C). The magnitude of  $dP$  is relatively low for these boreholes. The reverse behavior in  $dP$  is seen in other boreholes lower down in the dump:  $dP$  indicates downward flow under cold conditions and upward flow under warm conditions, with relatively clear changes in direction with seasons at threshold values in the range of 12-13 °C. Monitored differential pressures are not coherent with measurements made when borehole gas was sampled. Figure 3.8 compares numerical simulations for the low and high temperature base cases with the conceptual model of gas flow in the No. 1 Shaft Dump based on monitoring data. The conceptual model is based on observed differential pressures and gas compositions in observation wells and from pipe velocities (Table 3.3). Both at low and high atmospheric temperature, the assumptions of the conceptual model are supported by numerical results.

At low atmospheric temperature, air enters the pipe, then gas flows laterally at high velocity in the lower part of the dump, then slowly upward in the upper part of the dump. This generally upward flow tendency was assumed in the conceptual model on the basis of air entry in the pipe and differential pressures measured at the top of the dump indicating upward flow (Table 3.3). Lateral gas flow in the lower and central part of the dump was supported by the temperature profiles measured in observation wells that indicated heat production, thus oxygen supply and gas flow, over the entire thickness of the dump. The large air inflow in the lower part of the dump was also supported by high oxygen concentrations observed in that part of the dump (Table 3.3). Lower gas velocities in the upper part of the dump were assumed on the basis of the dump geometry and the low oxygen concentrations observed in the upper part of the dump. The model also supports the tendency for gas to flow downward through the till cover in the lower part of the dump and upward flow in the upper part of the dump (Table 3.3). These flow tendencies were deduced from pressure gradients observed in boreholes located in the upper and in lower portions of the dump slope. The numerical model only contradicts the conceptual model with respect to gas entry through the till cover in the upper part of the slope that was assumed on the basis of gas composition, i.e. the presence of oxygen.

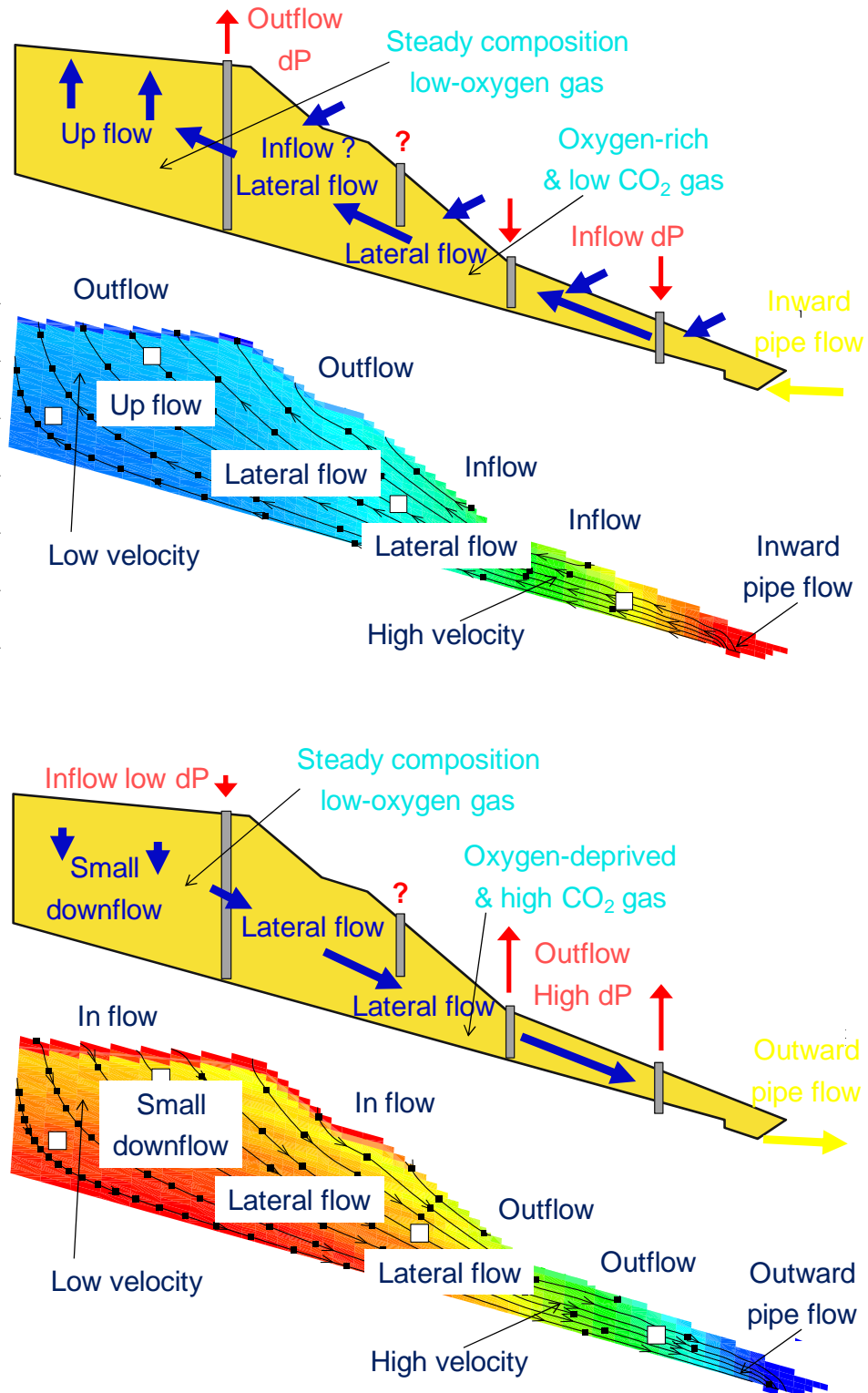


Figure 3.8. Comparison of the conceptual model of gas flow with numerical results for low (top) and high (bottom) atmospheric temperatures



At high temperature, dump gas exits through the pipe, there is rapid lateral gas flow in the lower part of the dump, and slow gas flow in the upper part of the dump. This pattern was again inferred from pipe gas flow and pressure gradients observed on the top of the dump (Table 3.3). The strong lateral gas flow in the lower part of the dump was also indicated by oxygen-depleted and CO<sub>2</sub>-rich composition of dump gas flowing through the pipe. Such a composition shows that air has not significantly entered the dump along the gas flow path and that gas comes from within the dump where oxygen is consumed and CO<sub>2</sub> produced. The tendency for gas entry and exit through the till cover, respectively in the lower and upper part of the dump slope, were again based on differential pressures measured in boreholes (Table 3.3). Numerical modeling results also support the assumption made that gas flux would be lower at the higher atmospheric temperatures relative to the lower ones.

These agreements between various monitoring observations with model predictions further validate the numerical model, which was shown to be calibrated on the basis of its predictions of pipe gas velocities as a function of temperature (Figure 3.3). However, the model does not represent the potential effects of heterogeneities in the waste rock and till cover. Such heterogeneities could lead to preferential gas flow paths and gas stagnation zones in the dump.

### **3.5 CONCLUSIONS**

The numerical model developed to represent gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump reproduces pipe gas velocities as a function of temperature and is in general agreement with monitoring observations. In order to calibrate the model, the effective air permeability of the till cover and waste rock had to be significantly increased from the initial estimates based on available data. It is presumed that the increased permeabilities required by the model reflect the combined effects of coarse preferential flow paths in waste rock and localized variability in the cover. There are probably other combinations of permeabilities for the till cover, waste rock and toe drain fill material that would have allowed model calibration. Representative results obtained from simulations

support the simplifying assumptions made to develop the model, mainly that 1) the presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas could make its molar mass equivalent to atmospheric air, 2) the mean dump temperature remains relatively constant, and 3) water flow in the dump does not significantly alter gas flow.

The physical process at the origin of gas flow in the dump is thermal convection due to dump gas buoyancy. The dump gas buoyancy depends on its density difference relative to atmospheric air. The difference between dump gas and atmospheric air densities only depend on their respective temperatures: the dump gas temperature remains quite constant whereas the atmospheric temperature is variable and thus controls gas flow direction and magnitude. The dump is assumed to maintain a relatively steady temperature of about 10-12 °C. When the atmospheric temperature is similar to the mean dump temperature, there will be no tendency for dump gas to flow. However, when the atmospheric temperature is lower than 10-12 °C, its density is higher than the dump gas, which will then tend to rise up through the atmosphere (positive buoyancy) and air will enter the pipe. On the contrary, when the atmospheric temperature is higher than 10-12 °C, its density is lower than the dump gas, which will tend to sink down through the atmosphere (negative buoyancy) and dump gas will exit the pipe. Under these conditions, the dump gas will tend to be less dense than the surrounding atmosphere in winter and denser during summer. Such a mechanism implies that gas flow is controlled by external forces, namely atmospheric temperature, rather than by the properties of its cover or waste rock, as long as these materials are permeable enough to allow buoyancy-driven gas flow to occur.

Gas flow in the dump is not significantly affected by barometric pressure changes as it does not significantly affect the relative density of dump gas and atmospheric air. The pipe and high permeability toe drain fill material facilitate gas flow and exchanges with the atmosphere. The system was found to rapidly reach steady state gas flow conditions, in about 15 minutes, even following major perturbations in atmospheric temperature and pressure. Gas flow through the pipe and till cover can rapidly provide the relatively small gas volume required to compensate the effects of simulated atmospheric temperature and pressure changes. The natural system does not undergo such drastic changes and the

system reaches a new dynamic equilibrium related to variations in atmospheric conditions.

Most of the gas flowing through the dump enters or exits through the pipe. However, there would still be similar gas flow patterns without the presence of the pipe. Similarly, although the till cover restricts gas exchanges between the dump and the atmosphere, a low permeability cover is not required to obtain the observed gas flow behavior. Actually, there would even be more gas flow without a cover and gas would similarly flow through the pipe. A perfectly sealing dump cover would not lead to the observed gas flow behavior.

The general conditions that could lead to a gas flow behavior similar to that observed at the No. 1 Shaft Dump can be inferred from the characteristics of that dump and the processes that were shown to be controlling gas flow:

- Low mean internal dump temperature, within the range of yearly atmospheric temperature variations, so that dump gas and atmospheric air densities have the possibility to be similar. For example, such low dump temperatures could occur in low reactivity dumps, moderate permeability dumps or covered dumps;
- The waste rock dump has to be permeable “enough” (waste rock and cover combined) to allow buoyancy-driven gas convection to dominate exchanges in gas flow between the dump and atmosphere;
- A relatively large dump thickness would be favorable, as this would help maintain a steady internal dump temperature by avoiding too much influence from yearly atmospheric temperature variations;
- Geometry of the dump may play a role, as an important vertical component and sloping base may favor vertical gas flow related to buoyancy-induced convection (as shown for a Questa Mine waste rock dump by Lefebvre et al. 2002);
- The presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas may not be necessary, but it facilitates the equilibrium between dump gas and atmospheric air densities

by allowing dump gas molar mass to remain close to that of atmospheric air;

- A filled toe drain and pipe are not necessary but their presence enhances gas flow, and the pipe poses the main security threat as it focuses discharge dump gas exit;
- Enclosures and topographic depressions bordering the base of a dump, where dense oxygen-deprived dump gas could accumulate, would represent hazard locations;
- The presence of a cover may not be necessary and it could even preclude the type of gas flow observed at the No. 1 Shaft Dump. However, covered dumps have limited oxygen supply and may tend to steadily reducing their internal temperatures, which would lead to conditions favorable to the onset of gas flow conditions as observed at the No. 1 Shaft Dump.

The conditions listed are not meant to be all inclusive. Further work would be required to assess the full range of conditions that could lead to a gas flow behavior similar to that observed at the No. 1 Shaft Dump, or to other gas flow behaviors that would also represent a safety threat. This issue is complex as there is a wide range in dump gas composition, waste rock air permeabilities, dump geometries, and atmospheric conditions, which could influence gas flow and thus need to be considered. Although simulation results for the No. 1 Shaft Dump shed light on the effect of atmospheric conditions on gas flow in waste rock dumps, it provides a single case study. Similar instrumentation at other sites could provide indications of gas flow behavior departing from the one observed and simulated at the study site.

## **CHAPITRE 4**

### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 1 – EFFET DE L'ANISOTROPIE RELIÉE AU MODE DE CONSTRUCTION**



## CHAPITRE 4

### Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 1 – Effet de l'anisotropie reliée au mode de construction

Belkacem Lahmira, René Lefebvre, Michel Aubertin et Bruno Bussière

#### RÉSUMÉ

Les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA) sont des systèmes partiellement saturés qui impliquent un écoulement multiphase (gaz et liquide) ainsi que des processus de transfert couplés. Ces systèmes se caractérisent aussi par une granulométrie étalée et une structure interne complexe. La méthode d'extraction des matériaux, leur mode de dépôt et la topographie du lieu sont à l'origine de l'hétérogénéité des haldes et de la complexité de leur structure interne. Cet article vise à mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité physique et de la méthode de construction (qui affecte l'anisotropie) des haldes à stériles sur les processus physiques impliqués dans la génération de DMA. À l'aide du simulateur numérique TOUGH AMD, l'hétérogénéité et la méthode de construction des haldes à stériles ont été représentés en réalisant des modélisations pour des conditions génériques, mais inspirées de celles rencontrées à la mine Doyon (Canada). Le système est représenté par quatre matériaux (grossier à fin) distribués d'une façon aléatoire dans la halde et ayant des propriétés hydrauliques et capillaires distinctes qui couvrent la gamme des matériaux généralement trouvés dans les haldes à stériles. Une anisotropie avec une perméabilité horizontale plus grande a été utilisée pour représenter l'effet de la construction des haldes par bancs, alors que la construction par *end-dumping* a été présumée induire une plus forte perméabilité verticale. Les résultats présentés dans cet article montrent que l'eau circule préférentiellement dans les matériaux fins, qui demeurent presque saturés, tandis que le gaz s'écoule plutôt dans les matériaux grossiers dont la saturation en gaz est élevée. L'anisotropie contrôle aussi le cheminement préférentiel des fluides : la construction par bancs favorise l'entrée latérale d'air en bordure des haldes, tandis que la construction par *end-dumping* améliore l'entrée d'air par la surface lors de la formation de cellules de convection secondaires de gaz. Ces résultats sont d'intérêt pour la construction des futures haldes et pour la conception de plans de gestion mieux adaptés, particulièrement en relation avec la circulation des gaz et l'apport d'oxygène.

## 4.1 INTRODUCTION

Les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA) ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche. Cet intérêt est d'abord relié à l'importance des haldes en termes d'impacts économiques et environnementaux. L'importance des travaux découle aussi du fait que les haldes constituent des systèmes complexes qui ont requis des développements importants en termes de caractérisation et de modélisation numérique pour arriver à comprendre leur dynamique. Cette compréhension est requise pour arriver à concevoir des approches de réhabilitation des haldes existantes et trouver des modes de construction qui minimisent leurs impacts environnementaux et facilitent leur fermeture.

La complexité des haldes à stériles découle principalement de la granulométrie très étalée des matériaux qu'elles contiennent, de l'hétérogénéité chimique et physique de ces matériaux, et des processus de transfert couplés qui prévalent dans ces systèmes non isothermes et partiellement saturés. Des efforts de caractérisation des conditions qui prévalent dans les haldes ont été faits par l'utilisation des profils verticaux de température et d'oxygène afin de fournir des indications sur le taux de production de DMA qui implique l'oxydation exothermique de sulfures (Harries et Ritchie 1981 1985; Jaynes et al. 1983). Aubertin et al. (2005) ont fait la revue des méthodes de caractérisation des haldes à stériles, incluant la mesure en laboratoire des propriétés capillaires pour des matériaux à granulométrie grossière. Divers aspects des processus présents dans les haldes à stériles ont fait l'objet de travaux spécifiques, notamment sur l'infiltration d'eau en milieu hétérogène partiellement saturé (Smith et Beckie 2003) et sur l'apport d'oxygène causé par la convection thermique de la phase gazeuse (Lefebvre et al. 2001a 2001b; Ritchie 2003). Lefebvre et al. (2001a) ont comparé les processus de transfert distincts qui sont contrôlés par les propriétés physico-chimiques très différentes de deux haldes (mine Doyon au Canada et Nordhalde en Allemagne). Lefebvre et al. (2001b) ont montré par modélisation numérique que les mêmes principes physiques entraînent des processus de transfert très différents à cause des propriétés physiques distinctes de ces deux haldes.



L'hétérogénéité des haldes à stériles a été reconnue dans la plupart des études récentes de caractérisation et surveillance (Morin et al. 1994), les essais d'infiltration à grande échelle (Nichol et al. 2000) et la modélisation numérique (Lefebvre et al. 2001b; Fala et al. 2003). Il n'y a pas de modèle physique conceptuel capable de décrire la distribution des propriétés dans les haldes à stériles. Cependant, il a été possible d'identifier les facteurs qui influencent la structure interne des haldes à stériles : les propriétés des matériaux, la composition minéralogique, les opérations minières et la méthode de construction (Aubertin et al. 2002a; Fala et al. 2003). Azam et al. (2007) rapportent que la construction des haldes en mode *end-dumping* (déversement à la benne ou au butoir en crête) entraîne une ségrégation des matériaux grossiers au bas de la pente et la création de couches fines et grossières. La création de couches de granulométrie différente résulte de l'effet de gravité. Puisque pendant la construction les matériaux de divers chargements sont déversés dans la même halde, la partie fine d'une charge se mélange à la fraction grossière d'une charge précédente et vice versa. La présence des matériaux à granulométrie fine augmente la capacité de rétention d'eau, alors que les couches de granulométrie grossière restent généralement peu saturées et facilitent la circulation des gaz. La formation d'une zone de nature grossière à la base d'une halde donne un accès pour l'entrée d'air qui apporte de l'oxygène par advection et diffusion de gaz le long de la fondation de la halde, ce qui avait été démontré à la mine Questa (Lefebvre et al. 2002).

Aubertin et al. (2002a 2002b 2005) ont aussi présenté un modèle conceptuel montrant la structure interne d'une pile construite par bancs (*bench construction*) qui comprend deux zones principales. Une première zone, dans le cœur de la halde, présente des couches subhorizontales résultant de l'effet de la déposition des stériles en couches et de la circulation d'équipement lourd à la surface des bancs. Une seconde zone, localisée près des flancs de la halde, où les stériles sont typiquement déversés le long de la pente, présente une ségrégation souvent accompagnée d'une stratification inclinée qui est plutôt typique du *end-dumping* (Aubertin et al. 2002a 2002b; Nichol 2002). La structure interne des haldes résultant entre autres du mode de construction employé affecte la distribution de la saturation et le flux d'eau à l'intérieur de la halde. Elle contrôle aussi la stabilité géotechnique et la susceptibilité à produire du drainage minier acide en présence de

roches contenant des sulfures (Molson et al. 2005; Fala et al. 2005 2006). Anterrieu (2006) et Anterrieu et al. (2007) ont utilisé une approche géophysique pour cartographier en trois dimensions la distribution spatiale des propriétés dans une halde à stériles. Ces auteurs ont attribué les endroits conducteurs aux matériaux à granulométrie fine (capacité de rétention d'eau élevée) et les endroits résistants ont été associés aux matériaux à granulométrie grossière. La géophysique peut fournir des images de haute résolution sur la subsurface comme les méthodes par géoradar (Finsterle et Kowalsky 2008) et la résistivité (Philip et al. 2009).

Bien que les données hydrogéologiques contiennent des informations sur les propriétés hydrauliques qui contrôlent l'écoulement et les processus de transport, ces données seules ne sont pas suffisantes pour capturer le comportement d'un système complexe. Pruess et al. (1999a) soulignent que l'hétérogénéité est à l'origine de cette complexité d'écoulement à différentes échelles. Des travaux récents ont néanmoins fourni des perspectives valables sur le comportement des systèmes hétérogènes, incluant la présence de l'effet de barrière capillaire et de l'écoulement localisé (Fala et al. 2005; Molson et al. 2005). L'écoulement localisé peut être causé par l'interférence des couches avec une perméabilité élevée capables de contrôler l'écoulement d'eau (Li 2000; Zhan 2000). Bussière et al. (2003) ainsi que Fala et al. (2006) ont aussi souligné que la combinaison d'une couche de granulométrie fine qui superpose une couche grossière peut jouer le rôle d'une barrière capillaire et retenir l'eau par capillarité dans les couches fines.

En physique du sol, les chemins d'écoulement sont souvent décrits comme des systèmes où des pores sont interconnectés (Beven et Germann 1982; Flury et al. 1994; Li 2000). Le lien entre les chemins d'écoulement et la perméabilité ou l'hétérogénéité a été documenté numériquement (Birkholzer et Tsang 1997; Eriksson et Destouni 1997; Fala et al. 2003 2005 2006; Lahmira et al. 2007) et observé expérimentalement (Eriksson et al. 1997; Fines et al. 2003; Nichol 2003). L'hétérogénéité à petite échelle a également montré son effet sur l'écoulement et le transport des solutés en zone non saturée (Hangen et al. 2004). L'écoulement préférentiel a été aussi documenté à petite échelle comme résultant du passage d'un fluide à partir d'un matériau fin vers un matériau grossier (Parlange et Hill

1976; Baker et Hill 1990). Ce phénomène a été aussi observé dans les matériaux exempts d'hétérogénéité physique évidente (Jury et al. 2003; Ghodrati et Jury 1992; Wang et Jury 2003; Cho et al. 2005). L'écoulement préférentiel qui n'est pas relié aux propriétés des matériaux peut se produire lors de la redistribution du front de mouillage pendant que le gradient hydraulique est renversé suite à un événement d'infiltration dans un milieu plus sec (Wang et Jury 2003). Wang et al. (2004) et Jury et al. (2003) suggèrent que tous les sols sont susceptibles de subir un tel écoulement préférentiel désigné sous le nom de la *digitation* (*fingering*). Wang et al. (2003) ont observé que ce phénomène réapparaît aux mêmes endroits lors d'événements subséquents d'infiltration. Les haldes à stériles sous un recouvrement peuvent aussi exhiber ce type d'écoulement préférentiel (Nichol 2003), ce qui a été mis en évidence par Hangen et al. (2004) à l'aide de traceurs chimiques.

Dans les haldes à stériles, il y a une dynamique complexe de plusieurs processus physiques couplés. La représentation de l'ensemble de ces processus dans un seul modèle numérique est très difficile sans passer par certaines simplifications. De plus, la réaction et l'organisation des fluides dans ce système représentent un défi important, surtout qu'il s'agit d'un écoulement multiphase de plusieurs fluides simultanément. Nos travaux ont utilisé TOUGH2 en tant que simulateur numérique pour représenter ces processus physiques. Pruess et al. (1991) présentent en détail ce simulateur numérique, le système d'équations utilisées, ainsi que sa formulation numérique. Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001a) présentent la version TOUGH AMD, adaptée à la représentation du DMA. À l'aide de cette version du simulateur, nos objectifs spécifiques étaient les suivants : 1) évaluer l'effet de l'hétérogénéité et de l'anisotropie résultant de deux méthodes de construction sur les conditions et les processus de transfert dans les haldes à stériles; 2) mieux comprendre la distribution des fluides et leurs effet sur les processus de transfert; 3) développer un modèle conceptuel plus complet que ce qui avait été possible à l'aide de modèles numérique homogènes (Lefebvre et al. 2001b). L'atteinte de ces objectifs devrait améliorer notre compréhension des cheminements préférentiels présumés de l'eau et des gaz dans les haldes à stériles, et ensuite des raisons fondamentales du comportement différent qui peut être attendu de haldes construites de façon différente et ayant une anisotropie distincte.

## 4.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE

De nombreuses études sur la caractérisation de la structure interne et de l'hétérogénéité des haldes à stériles ont conclu que cette caractérisation nécessite l'application de multiples techniques, ce qui engendre un coût élevé. Notre étude vise à déterminer conceptuellement, à l'aide de la modélisation numérique, comment les types d'hétérogénéité et d'anisotropie qui peuvent être attendus de leurs deux modes de construction peuvent influencer le comportement des haldes à stériles. Ces résultats généraux pourront d'abord aider à comprendre ce comportement, fournir des balises sur les effets attendus du mode de construction des haldes et guider la caractérisation de leurs caractéristiques les plus importantes. Partant du constat que l'hétérogénéité peut se présenter sous de multiples variétés, notre effort dans cet article se concentre sur l'effet de l'hétérogénéité physique, de l'anisotropie et du mode de construction sur les processus de transfert multiphases dans les haldes à stériles. Comme les matériaux dans les haldes à stériles sont déposés au hasard, nous avons basé notre travail sur une gamme de représentations de l'hétérogénéité avec plusieurs matériaux de perméabilités différentes. Un modèle homogène semblable à celui de Lefebvre (1994) a été aussi reproduit pour servir de référence pour le calage du modèle hétérogène. Pour représenter cet effet de hasard dans la distribution des matériaux, l'approche employée est de faire des tirages aléatoires afin d'obtenir différentes distributions spatiales de matériaux allant de plus grossier à plus fin. La figure 4.1, représente la distribution spatiale de matériaux obtenue à la suite d'un tel tirage (T3) qui constitue la base du cas de référence discuté dans cet article. La géométrie utilisée pour représenter la halde simulée est basée sur celle assez simple de la halde sud de la mine Doyon (Québec, Canada) avec un maillage de 1,5 m de longueur par 1,5 m de hauteur. Le modèle a une zone non saturée d'une épaisseur de 30 m et les dimensions latérales sont de 87 m à la base et 57 m à la surface (Lefebvre 1994).

Les données disponibles et les travaux antérieurs sur les haldes des sites miniers de Doyon (Québec), Questa (USA), Grasberg (Indonésie) et Nordhalde (Allemagne) ont formé la base pour l'assignation de propriétés représentatives aux matériaux représentés par les modèles numériques (Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 1998 2001 2002; Lefebvre et Lamontagne

2001). La revue des données disponibles a permis d'estimer des propriétés capillaires et thermiques représentatives pour les matériaux (tableau 4.1 et 4.2). Ensuite, ces propriétés ont été calées dans le modèle numérique pour reproduire les conditions observées dans la halde de Doyon (géométrie de référence) sur laquelle les simulations ont été faites. Puisque l'écoulement des fluides dans les haldes comprend deux phases (liquide et gaz), c'est la perméabilité qui est la propriété principale qui contrôle cet écoulement. La perméabilité effective dépend des propriétés capillaires et de la saturation en eau des matériaux. Les propriétés capillaires et la perméabilité relative peuvent être représentées par des modèles analytiques comme ceux de Brooks and Corey (1964) ou de van Genuchten (1980).

Sur la base de la description des différents matériaux présents dans les haldes des mines Questa (USA), Grasberg (Indonesie) et Doyon (Québec), quatre types de matériaux représentatifs des haldes en général ont été distingués (grossier, intermédiaire, fin, très fin), principalement sur la base de leurs propriétés capillaires (figures 4.1 et 4.2). Afin d'éviter des singularités numériques, un autre matériau a été considéré dans le modèle. Ainsi, les éléments limites en contact avec l'atmosphère sont désignés par un seul matériau (matériau équivalent), représenté dans le modèle par les propriétés moyennes de l'ensemble des matériaux. Cette simplification permet d'imposer facilement les conditions aux limites (figure 4.3) et d'avoir un taux d'infiltration uniforme sur toute la surface de la halde. La base du domaine est représentée aussi par ce même matériau équivalent dans le but d'avoir une accumulation d'eau uniforme, cette base est considérée saturée dans le modèle. Le contact de la halde avec la base sous-jacente est simulé en tant que zone conductrice de chaleur par conduction ayant les mêmes propriétés thermiques (Lefebvre 1994). Les propriétés capillaires déterminées à partir des courbes de rétention (Lefebvre et al. 2001 2002) ont été utilisées pour dériver les paramètres du modèle capillaire de van Genuchten (1980) et normalisées avec la même valeur de porosité et de saturation en eau résiduelle (figure 4.2). Les courbes capillaires considérées dans notre modèle représentent quatre matériaux distincts (tableau 4.1). La saturation en eau imposée à la surface pour obtenir l'infiltration désirée de 350 mm/an (Lefebvre 1994) a été calculée à partir du modèle de perméabilité relative de Mualem (1976) relié au modèle capillaire de van Genuchten (1980) (tableau 4.2).

Lorsqu'il y a écoulement de l'eau dans la zone non saturée des haldes à stériles, la saturation partielle des matériaux engendre la création d'une pression négative (suction) dans le milieu. Cette pression négative est attribuable à la tension superficielle qui existe entre l'air et l'eau, en contact avec la matrice du sol. Les forces capillaires associées à cette pression (suction) vont restreindre le mouvement de l'eau et peuvent même limiter le drainage. La rétention d'eau est reliée directement à la surface spécifique, ce qui fait que plus le matériau est fin, plus la rétention est forte. Les courbes capillaires ou de rétention d'eau représentent la relation entre la teneur en eau ( $\theta$ ) et pression capillaire ( $P_c$ ). La suction matricielle ( $\psi$ ) représente la différence entre la pression d'air interstitielle ( $\mu_a$ ) et la pression d'eau interstitielle ( $\mu_w$ ),  $\psi = (\mu_a - \mu_w)$ . Cette relation est particulière pour chaque matériau. Les courbes capillaires illustrées sur la figure 4.2 définissent deux valeurs particulières, soit la pression d'entrée d'air correspondant au début de la désaturation et la pression résiduelle exercée à la teneur en eau résiduelle  $\theta_r$ . En général, plus la granulométrie est fine, plus la pression à exercer est grande pour débiter le drainage. Pour simuler l'écoulement d'eau et d'air en milieu non saturé, il est essentiel de connaître la relation entre conductivité hydraulique et la suction, représenté par la fonction  $k(\psi)$ . La figure 4.2, illustre cette fonction pour tous les matériaux utilisés dans le modèle. Le modèle utilisé dans la simulation est le modèle de van Genuchten (1980).

L'idée de représenter les éléments limites en contact avec l'atmosphère par un seul matériau (matériau équivalent) a pour but de simplifier l'utilisation des conditions limites (figure 4.3). D'abord, une infiltration d'eau constante est imposée à la surface permet d'obtenir une infiltration de 350 mm par an dans la halde (Lefebvre 1994). Dans notre cas, la saturation qui permet cette infiltration est de 0.266 en mode de dépôt par bancs et de 0.253 en mode de dépôt *end-dumping* (tableau 4.2). Une valeur de température constante (5 °C) et une fraction de masse d'oxygène dans l'air (0.2315) sont imposées aussi dans les éléments limites (figure 4.3). La pression atmosphérique à la surface est fixée à 100 kPa et un profil de pression est imposé à la bordure en équilibre hydrostatique pour une colonne d'air statique à la température imposée.

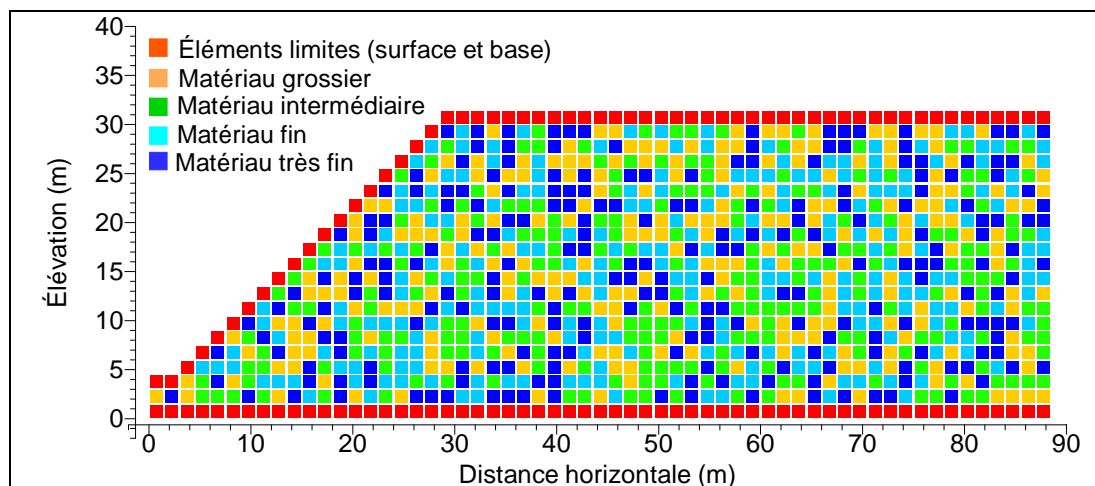


Figure 4.1. Distribution spatiale des types de matériaux des éléments du modèle numérique (tirage aléatoire T3)

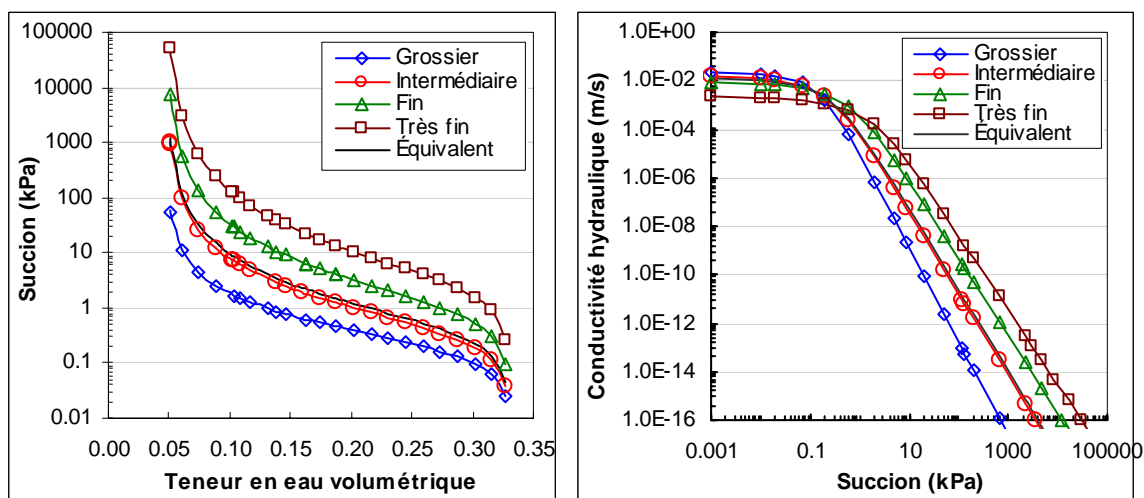


Figure 4.2. Courbes capillaires et conductivité hydraulique vs succion des matériaux utilisés dans le modèle

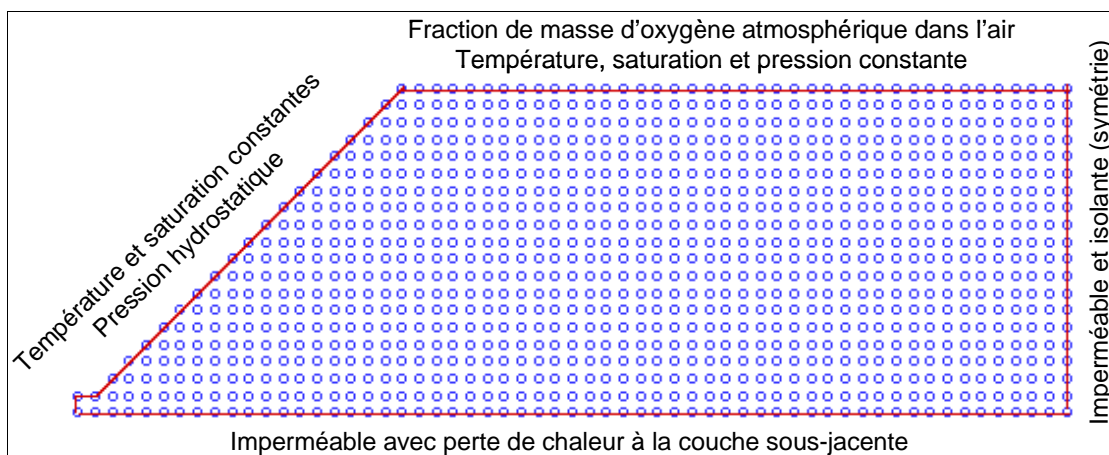


Figure 4.3. Domaine discrétisé et conditions limites du modèle

Les conditions initiales utilisées au début de la simulation sont une température de (5 °C) et une fraction de masse d'oxygène dans l'air (0.2314) constante sur l'ensemble du domaine. Initialement, le modèle a aussi une distribution de saturation en eau en équilibre capillaire pour la valeur de la saturation imposée à la surface et le taux d'infiltration qui lui est relié (350 mm/an). Le profil de pression hydrostatique imposé comme condition limite est obtenu par une modélisation simple en deux dimensions et en conditions isothermes où une pression initiale constante est imposée à la surface de la halde. Cette simulation est poursuivie jusqu'à ce que des conditions de régime permanent soient atteintes (air stagnant). De la même manière, la valeur de saturation initiale qui permet l'infiltration désirée est imposée à la surface et la modélisation est poursuivie jusqu'à ce que des conditions de régime permanent soient atteintes. La fraction de masse de la pyrite utilisée dans notre modèle est de 0.07 (Lefebvre 1994). Sur la base de cette valeur, la densité de solide est estimée à 2740 kg/m<sup>3</sup>. La constante volumétrique d'oxydation  $K_{ox}$  utilisé dans le modèle est de  $7.5 \times 10^{-7}$  (s<sup>-1</sup>) (Lefebvre 1994). Le tableau 4.2 donne plus d'information sur les propriétés et les paramètres reliés au transfert de chaleur, à l'écoulement des fluides, au taux d'oxydation et à la diffusion de gaz. Le tableau 4.3 résume les valeurs de conductivité hydraulique effective  $K_e$  calculée à saturation en eau moyenne pour l'ensemble des matériaux considérés dans le modèle hétérogène et le modèle homogène équivalent. La figure 4.4 montre la distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective pour les cas de référence (C) en modes de construction par bancs et *end dumping*, suivant la distribution spatiale des matériaux du tirage T3.

Tableau 4.1. Perméabilités et propriétés capillaires des matériaux utilisés pour représenter le modèle hétérogène du cas de base (C) et son modèle homogène équivalent

Cas de simulation	Matériaux	Méthodes de construction				Paramètres de van Genuchten	
		Bancs		<i>End-dumping</i>		$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	$m$ (-)
		$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )		
Système hétérogène Cas de base	Grossier	$5.00 \times 10^{-09}$	$2.50 \times 10^{-09}$	$2.50 \times 10^{-09}$	$5.00 \times 10^{-09}$	4.90	0.43
	Intermédiaire	$3.50 \times 10^{-09}$	$1.75 \times 10^{-09}$	$1.75 \times 10^{-09}$	$3.50 \times 10^{-09}$	2.70	0.35
	Fin	$2.00 \times 10^{-09}$	$1.00 \times 10^{-09}$	$1.00 \times 10^{-09}$	$2.00 \times 10^{-09}$	1.00	0.32
	Très fin	$5.00 \times 10^{-10}$	$2.50 \times 10^{-10}$	$2.50 \times 10^{-10}$	$5.00 \times 10^{-10}$	0.35	0.30
Système Équivalent	Homogène	$2.75 \times 10^{-09}$	$1.38 \times 10^{-09}$	$1.38 \times 10^{-09}$	$2.75 \times 10^{-09}$	2.24	0.35



Tableau 4.2. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz pour l'ensemble de matériaux utilisés dans le modèle hétérogène du cas de base (C) et le modèle homogène équivalent

Propriétés, symboles	Unités	Matériaux*				
		G	I	F	TF	HE&S
<i>Propriétés des stériles</i>						
Fraction de la pyrite ( $w_{Py}^{rock}$ )	-	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Densité de solide ( $\rho_s$ )	kg/m <sup>3</sup>	2740	2740	2740	2740	2740
Porosité ( $n$ )	-	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
<i>Propriétés reliées au taux d'oxydation de la pyrite</i>						
Constante d'oxydation volu ( $K_{ox}$ )	s <sup>-1</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>
Temps diffusif/temps chimique ( $\tau_d / \tau_c$ )	-	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
<i>Propriétés reliées à l'écoulement des fluides</i>						
Taux d'infiltration ( $q_i$ )	m/an					0.35
Saturation en eau résiduelle ( $S_{wr}$ )	-	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
Facteur de Van Genuchten ( $m$ )	-	0.43	0.35	0.32	0.30	0.35
Facteur de Van Genuchten ( $\alpha$ )	kPa <sup>-1</sup>	4.9	2.7	1.0	0.35	2.24
Saturation en eau à la surface ( $S_{ws}^B$ )	-	-	-	-	-	0.266
Saturation en eau à la surface ( $S_{ws}^{ED}$ )	-	-	-	-	-	0.253
Saturation en eau moyenne ( $S_{wm}^B$ )	-	0.202	0.280	0.353	0.502	0.266
Saturation en eau moyenne ( $S_{wm}^{ED}$ )	-	0.190	0.255	0.329	0.471	0.253
<i>Propriétés reliées au transfert de chaleur</i>						
Conductivité thermique sèche ( $\lambda_d$ )	W/m °C	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Conductivité thermique saturée ( $\lambda_w$ )	W/m °C	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Capacité thermique de solide ( $c_s$ )	J/kg °C	837	837	837	837	837
Conductivité thermique de la base ( $\lambda_b$ )	W/m °C	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55
Densité globale de la base ( $\rho_b$ )	kg/m <sup>3</sup>	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6
Capacité thermique de la base ( $c_b$ )	J/kg °C	1504	1504	1504	1504	1504
<i>Propriétés reliées à la diffusion de gaz</i>						
Coefficient standard de diffusion ( $D_0$ )	m <sup>2</sup> /s	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>
Coef de diffusion de la température ( $\theta$ )	-	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
Facteur de tortuosité ( $\tau$ )	-	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Diffusivité effective d'oxygène ( $D_e$ )	m <sup>2</sup> /s	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>

\* : G = Grossier ; I = Intermédiaire ; F = Fin ; TF = Très fin ; HE = Homogène équivalent ; S = Surface ; B = Bancs ; ED = End-dumping

Tableau 4.3. Conductivité hydraulique effective ( $K_e$ ) calculée à saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ ) suivant la distribution spatiale du tirage T3 pour le système hétérogène du cas de base (C) et son système homogène équivalent

Systèmes	Matériaux	Méthodes de construction	Cas de base (C)	
			$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$ (m/s)
Système Hétérogène Cas de base (cas C)	Grossier	Bancs	0.202	$2.21 \times 10^{-08}$
		<i>End-dumping</i>	0.190	$3.87 \times 10^{-09}$
	Intermédiaire	Bancs	0.280	$2.68 \times 10^{-08}$
		<i>End-dumping</i>	0.255	$2.41 \times 10^{-09}$
	Fin	Bancs	0.353	$8.29 \times 10^{-08}$
		<i>End-dumping</i>	0.329	$7.36 \times 10^{-08}$
	Très fin	Bancs	0.502	$4.66 \times 10^{-07}$
		<i>End-dumping</i>	0.471	$4.86 \times 10^{-07}$
Système homogène équivalent	Matériau équivalent	Bancs	0.226	$1.11 \times 10^{-8}$
		<i>End-dumping</i>	0.253	$1.08 \times 10^{-8}$

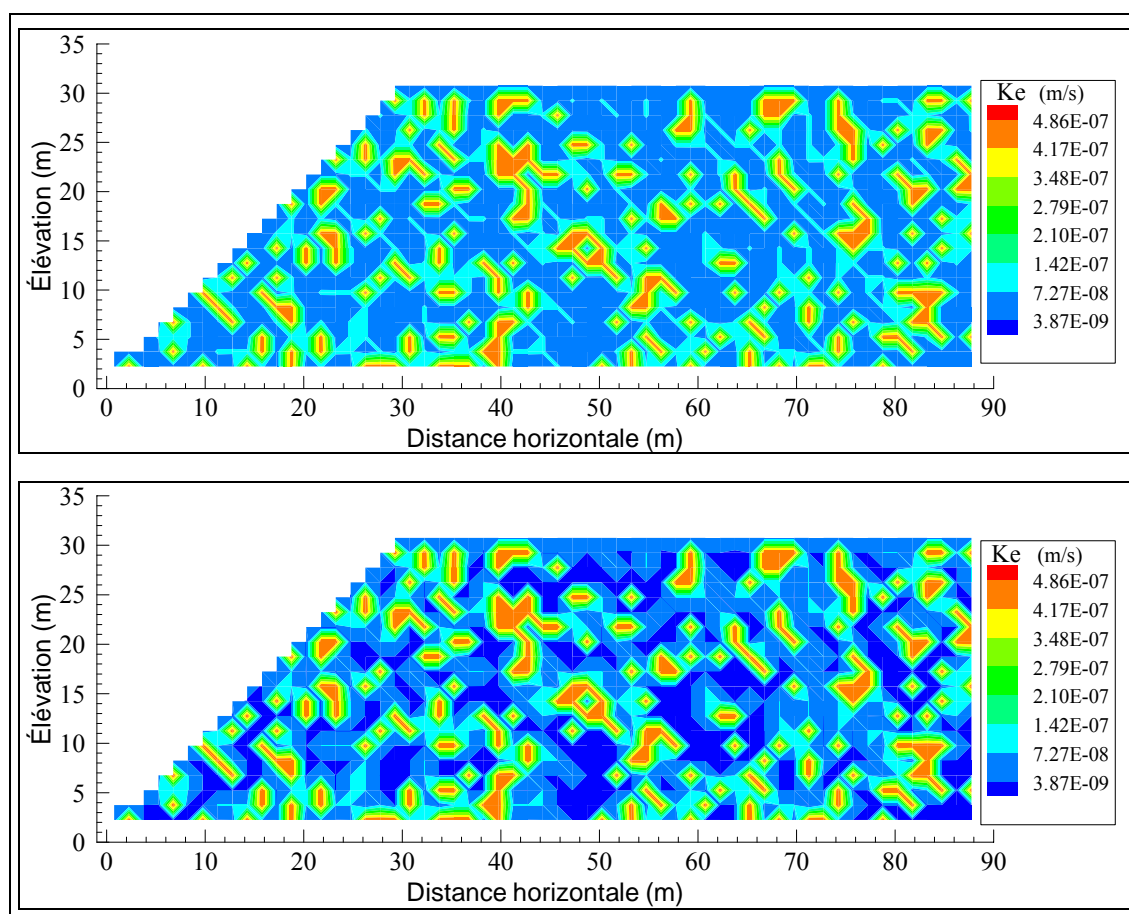


Figure 4.4. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective pour le cas de base (C) en mode de construction par bancs (en haut) et par *end-dumping* (en bas)

Dans le tableau 4.3,  $S_{wm}$  est la saturation en eau moyenne du matériau  $i$  ( $i$  = grossier, intermédiaire, fin, très Fin) en conditions en condition de régime permanent. Les valeurs de la  $S_{wm}$  sont obtenues comme suit :

$$S_{wm} = \frac{\sum S_w^i}{\chi_N^i} \quad [4.1]$$

$S_w^i$  est la saturation en eau de matériau  $i$  en condition hydrostatique,  $\chi_N^i$  est le nombre d'apparition du matériau  $i$  dans l'échantillon  $N$ ,  $N$  est le nombre des éléments du maillage ( $N= 2020$  dans notre modèle). Pour chaque matériau  $i$ , La conductivité hydraulique est obtenue à partir de la relation suivante :

$$K_e^i = k^i \cdot k_r^i \cdot \rho \cdot g / \mu \quad [4.2]$$

$K_e^i$  : Conductivité hydraulique effective (m/s) du matériau  $i$ ;  $k^i$  : Perméabilité absolue ( $m^2$ ) du matériau  $i$ ;  $k_r^i$  : Perméabilité relative (0 à 1) du matériau  $i$ ;  $\rho$  : Densité de l'eau ( $kg/m^3$ );  $g$  : Accélération gravitationnelle ( $m/s^2$ );  $\mu$  : Viscosité dynamique de l'eau (Pa.s). La courbe de perméabilité relative  $k_r$  (la perméabilité relative en fonction de la saturation en eau pour chaque matériau  $i$ ) permet d'obtenir ce paramètre pour chaque matériau  $i$  à la saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ ).

Même si les propriétés des matériaux (en particulier la perméabilité) utilisées dans notre modèle pour représenter l'hétérogénéité des haldes à stériles varient sur une gamme assez large, les valeurs utilisées ne couvrent pas toute la gamme de variation de la perméabilité qui peut être retrouvée dans les haldes à stériles. Les conditions utilisées représentent plutôt des systèmes relativement perméables et producteurs de DMA dans lesquels la convection thermique des gaz joue un rôle significatif dans l'apport d'oxygène. La présence des matériaux perméables facilite la circulation d'air de l'atmosphère vers l'intérieur de la halde, ce qui favorise l'apport d'oxygène par convection pour soutenir le processus d'oxydation et la génération de DMA. Ces conditions de convection permettent de mettre l'emphase sur les mécanismes responsables de l'approvisionnement en oxygène dans un système convectif et producteur de DMA. Il ne s'agit pas ici de représenter la distribution spatiale continue des matériaux ou la véritable structure interne, mais plutôt

d'étudier l'effet de l'hétérogénéité représentée par un ensemble de matériaux aux propriétés (perméabilité) distinctes. La représentation du mode de construction est basée sur la même distribution spatiale des matériaux aux propriétés capillaires constantes. La distinction entre les deux modes de construction est associée directement à l'anisotropie (rapport entre la composante horizontale et verticale de la perméabilité). Pour ces raisons, le maillage utilisé dans notre approche permet de représenter l'effet global de l'hétérogénéité physique des halde à stériles sur les processus physiques impliqués dans la génération de DMA et plus particulièrement la circulation des fluides (liquide, gaz) et les mécanismes d'apport d'oxygène de l'atmosphère vers l'intérieur de la halde. Puisque la halde sud de la mine Doyon est le site de référence pour valider les résultats obtenus, en tenant compte la situation géographique de cette halde nos résultats de simulation peuvent être considérés représentatifs de haldes constituées de matériaux à forte perméabilité, où il y a une forte convection thermique des gaz, entraînant une forte production de DMA et localisé sous un climat tempéré où les précipitations plutôt abondantes entraînent une infiltration considérable.

### **4.3 RÉSULTATS DE LA SIMULATION NUMÉRIQUE POUR LE CAS DE BASE (C)**

Les résultats présentés dans cette section sont concentrés sur le cas hétérogène de référence (C) (figure 4.5) basé sur la distribution spatiale des matériaux du tirage T3 (figure 4.1) et comparées aux résultats du modèle homogène équivalent (figure 4.6). Tel que résumé au tableau 4.1, la perméabilité des matériaux varie de  $5 \times 10^{-9}$  à  $5 \times 10^{-10}$  m<sup>2</sup> horizontalement avec un rapport de  $k_h/k_v=2$  en mode de dépôt par bancs et de  $2.5 \times 10^{-9}$  à  $2.5 \times 10^{-10}$  m<sup>2</sup> avec un rapport de  $k_v/k_h=2$  en mode de dépôt *end-dumping*. Le facteur d'anisotropie choisi est basé sur les travaux de Lefebvre (1994) qui a utilisé le même rapport. Vu le nombre élevée des processus couplés impliqués simultanément dans ces système, les processus de transfert présentés sur les figures montrant les résultats des simulations ont été choisis suivant leur apport significatif à l'interprétation. Ces résultats reflètent aussi le mieux l'effet de l'hétérogénéité physique sur l'ensemble des processus impliqués dans la formation de DMA.

### 4.3.1 Circulation de liquide

Après 10 ans de simulation de production de DMA, les figures 4.5a et 4.6a montrent la distribution de la saturation en eau et le flux de masse d'eau liquide pour le modèle hétérogène et homogène équivalent en mode de dépôt par bancs et par *end-dumping* respectivement. La figure 4.5a montre une distribution non uniforme de la saturation en eau au sein de la halde, qui subit des variations importantes d'un endroit à l'autre suivant la nature des matériaux qui y sont présents. Les endroits où la saturation est élevée se trouvent dans les matériaux fins, alors que les matériaux de granulométrie grossière présentent une saturation plus faible en eau, ce qui est cohérent avec leurs propriétés capillaires respectives (figure 4.2). Les vecteurs de flux de masse d'eau liquide montrent la nature complexe de l'infiltration en milieu hétérogène, qui contraste avec le mouvement essentiellement matriciel, régulier, vertical et vers le bas retrouvé en milieu homogène (figure 4.6a). En présence d'hétérogénéité, l'écoulement d'eau se fait d'une façon préférentielle (trajectoires irrégulières et détournées) qui pourrait sembler contre-intuitive. En effet, c'est dans les matériaux les plus fins et les moins perméables que se concentre l'infiltration d'eau. Ce phénomène est relié aux propriétés capillaires des matériaux : pour une même pression capillaire, la saturation en eau est plus élevée dans les matériaux fins, ce qui fait en sorte que leur perméabilité effective à l'eau (ou conductivité hydraulique) sera plus importante que dans les matériaux plus grossiers où la saturation est moindre.

Il est ainsi évident que les flux d'eau sont plus importants dans la partie la plus chaude de la halde (voir figure 4.5b et 4.5d pour la distribution de la température). Les températures élevées mènent au transfert ascendant de la vapeur d'eau qui est entraînée par la convection thermique de la phase gazeuse. Plus la température est élevée, plus la phase gazeuse contient de vapeur d'eau. Cependant, le phénomène de condensation se produit lorsque la phase gazeuse atteint les températures faibles près de la surface de la halde. La vapeur d'eau condense alors et produit plus d'eau liquide qui s'ajoute à l'infiltration déjà présente dans la halde. Cette plus grande infiltration d'eau dans la zone à plus haute température de la halde est en partie masquée par l'hétérogénéité, alors que ce phénomène est plus évident dans le modèle homogène en mode de dépôt *end-dumping* (figure 4.6a). En annexe 4, la distribution de la température et les chemins de transfert de la vapeur d'eau sont illustrés sur

les figures A4.1a A4.1b pour le modèle hétérogène, et sur les figures A4.2a et A4.2b pour le modèle homogène équivalent. La redistribution de l'eau peut être un processus important dans le système de certaines haldes à stériles (Lefebvre et al. 2001c 2002).

#### **4.3.2 Circulation de gaz**

Le transport d'oxygène est en association intime avec le mouvement d'air dans les haldes à stériles, ce qui permet de soutenir le processus d'oxydation (Ritchie 1994). L'air se déplace sous l'effet de plusieurs paramètres : la pression, la température et la composition des gaz qui affectent les composantes du potentiel pneumatique (Lefebvre et al. 2001a 2001b). Ces paramètres (température, composition de gaz, pression d'air) sont interdépendants et non linéaires. Par exemple, une augmentation de la température de l'air cause un changement dans la composition de gaz et la pression d'air, ce qui provoque plus de convection et plus d'apport d'oxygène qui génère plus de chaleur. Ce mécanisme de rétroaction conduit à une auto-accélération de l'oxydation dans les haldes où la convection domine. Un autre aspect non linéaire de l'advection d'air est la forte dépendance non linéaire de la perméabilité relative à l'air sur la saturation en eau. L'écoulement d'air est aussi affecté par la structure interne, l'hétérogénéité et l'anisotropie des haldes à stériles.

Les figures 4.5b et 4.6b montrent la température et les voies de circulation des gaz simulés après 10 ans de production de DMA, pour le modèle hétérogène et le modèle homogène équivalent respectivement. La saturation en gaz est variée au sein de la halde et est fonction du type des matériaux. Les chemins d'écoulement de gaz illustrés sur la figure 4.5b, montrent des trajectoires irrégulières et détournées. Or, le cas homogène se manifeste par une distribution de la saturation en gaz uniforme au sein de la halde et un écoulement de gaz matriciel et uniforme (figure 4.6b). Il y a un écoulement préférentiel de gaz qui prend place principalement dans les matériaux grossiers à l'opposé de l'écoulement préférentiel d'eau. Ces matériaux grossiers sont plus saturés en gaz que les matériaux fins qui possèdent une saturation élevée en eau. Le mouvement d'air induit un déficit de masse dans les régions chaudes et crée un écoulement d'air froid de densité élevée vers les régions chaudes

de faible densité. Une telle situation est référée à une convection libre ou naturelle qui commence quand une force agit sur une phase gazeuse soumise à un gradient de densité.

La cellule de convection la plus importante est située près de la bordure extérieure de la halde, comme les résultats de Lefebvre et al. (2001b) et Pantelis et al. (2002). La nature de ces cellules de convection semble plus contrôlée par l'anisotropie de la perméabilité que par l'hétérogénéité. Il est évident que les modèles homogènes et hétérogènes en mode de dépôt par bancs ont des patrons de circulation semblables qui diffèrent de ceux obtenus en mode de dépôt par *end-dumping*. Le transfert de la vapeur d'eau est affecté aussi par la circulation d'air. Comme l'air circule suivant des chemins préférentiels dans les éléments grossiers, le transfert de la vapeur d'eau se fait de même et donne naissance à des cheminées (figure A4.1a - annexe 4). Ce transfert se fait aussi par diffusion (figure A4.1b et A4.2b - annexe 4) en raison du mouvement Brownien. Relativement, le transfert de la vapeur d'eau par diffusion a peu d'impact dans un système où la convection est importante, mais ce transfert cause une redistribution de la saturation en eau et gouverne les flux d'eau.

### 4.3.3 Transfert d'oxygène

Le transport d'oxygène peut se faire par diffusion et advection. Le destin de l'oxygène est différent de celui de la vapeur d'eau. La vapeur d'eau prend naissance avec l'augmentation de la température et se condense avec la diminution de la température, alors que l'oxygène introduit dans la halde sera consommé par l'oxydation de la pyrite. Pour cette raison, une fois l'oxygène transféré dans la halde, sa concentration diminuera progressivement tant et aussi longtemps que les processus d'oxydation se poursuivront (Lefebvre et al. 2001b). Les figures 4.5c et 4.6c présentent la distribution la concentration d'oxygène et le flux d'oxygène en mode de dépôt par bancs et *end-dumping* pour le modèle hétérogène et le modèle homogène respectivement. Ces figures montrent une concentration en oxygène plus importante en bordure de la halde et cette concentration diminue progressivement latéralement dans la halde. La forte concentration d'oxygène en bordure résulte de la convection d'air qui apporte de l'air à concentration atmosphérique en oxygène à partir de l'extérieur.

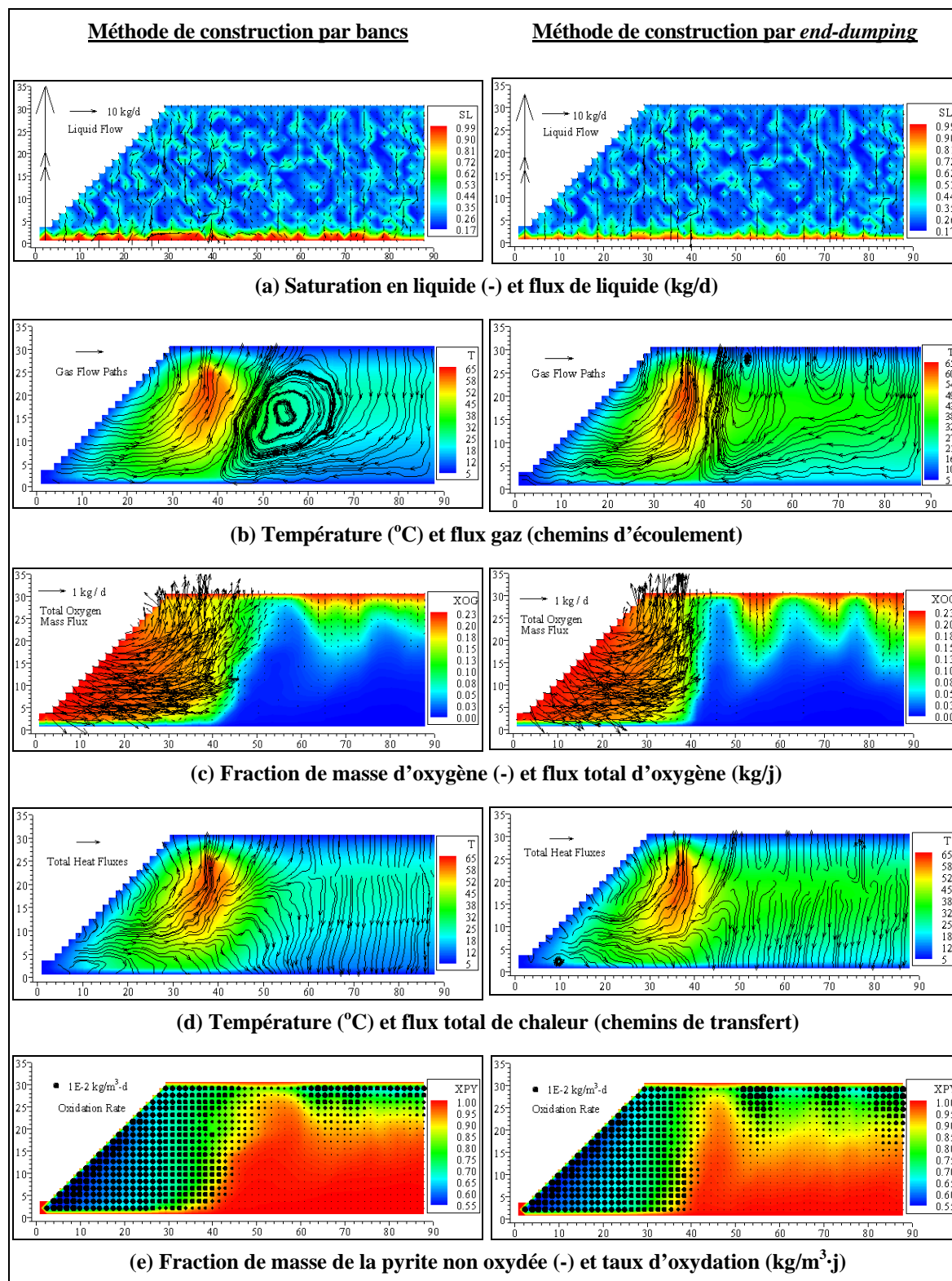


Figure 4.5. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas hétérogène de base (C) en mode de construction par bancs et *end dumping*



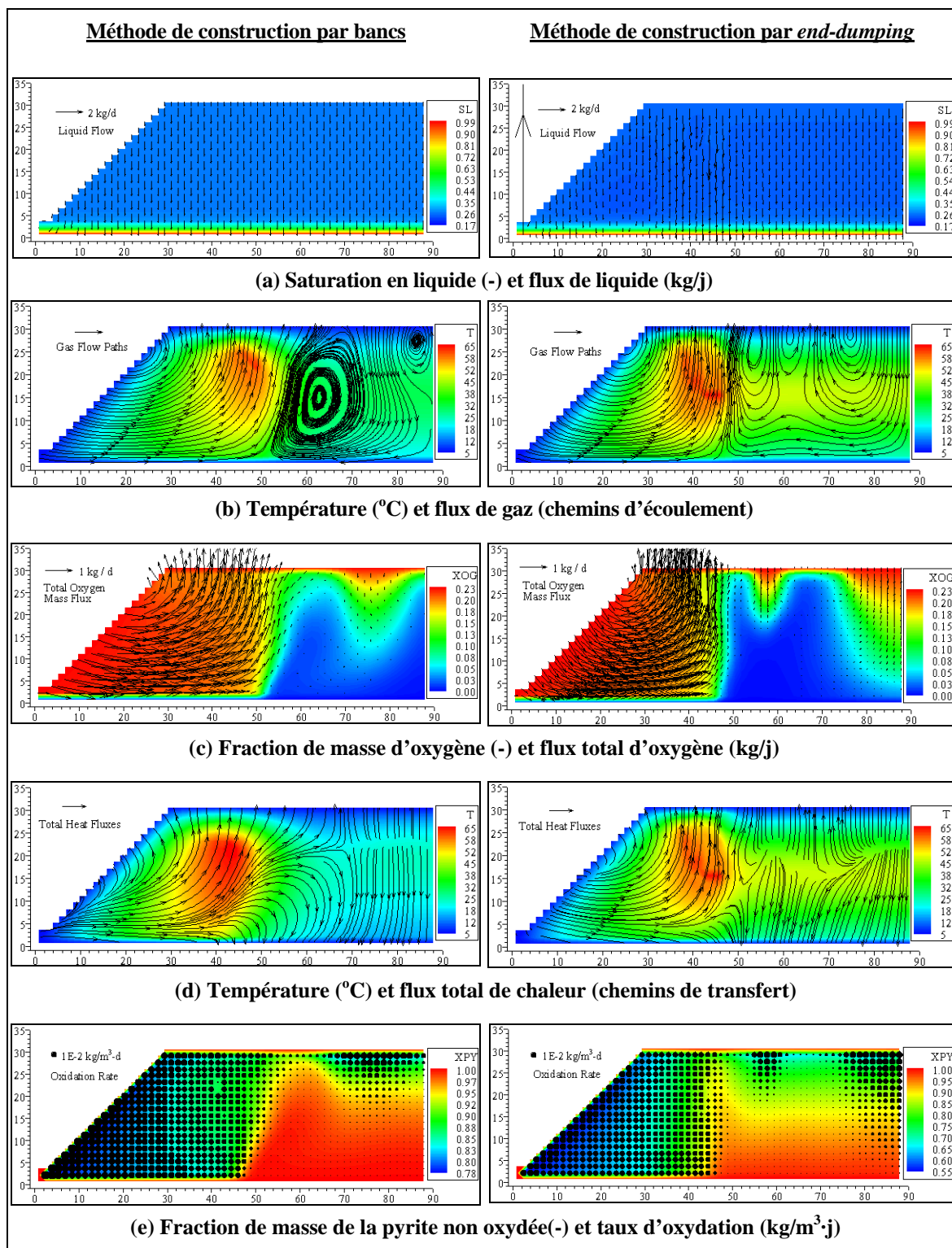


Figure 4.6. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas homogène équivalent du cas hétérogène de base (C) en mode de construction par bancs et end dumping

À l'opposé de modèles homogènes (figure 4.6c) et les résultats de Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001b), les modèles hétérogènes que se soit en mode de dépôt par bancs *end-dumping* montrent un flux total d'oxygène avec une trajectoire détournée et préférentielle (figure 4.5c), car le transport d'oxygène est associé intimement et étroitement à l'écoulement de gaz. Le flux d'oxygène est plus important dans les éléments grossiers, bien que ce flux se fasse aussi dans les éléments fins mais avec une intensité moindre. Encore une fois, le transfert d'oxygène est dominé par la convection thermique de la phase gazeuse. Bien visible dans le cas de dépôt *end-dumping*, il y a des cellules secondaires de convection initiées au sommet ou près de la surface de la halde qui contribuent efficacement à l'apport d'oxygène à partir de la surface vers l'intérieur de la halde due à la perméabilité verticale plus élevée. Comme la concentration en oxygène n'est pas uniforme dans la halde, les zones de haute concentration en oxygène contribuent à l'apport d'oxygène vers les zones de faible concentration par diffusion (figures A4.1c et A4.2c – annexe 4). Le type d'anisotropie influence largement l'écoulement de gaz et contrôle l'entrée d'air. L'entrée d'air en bordure dans le cas de dépôt par *end-dumping* est moins importante mais suffisante pour apporter de l'oxygène nécessaire pour soutenir l'oxydation.

#### 4.3.4 Transfert de chaleur

Le transport de la chaleur en milieu poreux est sujet à trois mécanismes distincts : 1) conduction dans la matrice solide, 2) transport par la phase fluide, 3) échange de chaleur entre les deux phases, en fonction de leur différence de température. Le premier phénomène se traduit par l'équation de chaleur portant sur la température moyenne. Le second est semblable à l'équation dispersion pour le fluide où la température du fluide remplace la concentration. Le troisième résulte des mécanismes d'échanges entre phases solide et liquide. Ce troisième phénomène n'est pas significatif dans les haldes à stériles et il n'est pas représenté dans TOUGH AMD qui suppose un équilibre thermodynamique local.

Les figures 4.5d et 4.6d, illustrent le mécanisme de transfert de la chaleur (total) en mode de dépôt par bancs et *end-dumping* pour le modèle hétérogène et le modèle homogène équivalent respectivement. Le transfert de chaleur par advection d'air est dominant dans les

zones de haute température, car dans ces endroits, l'air contient plus de vapeur d'eau qui transporte beaucoup de chaleur par advection de l'air. L'advection d'eau est dominante dans les zones où la température est faible (après le centre de la halde). La condensation de la vapeur d'eau relâche l'énergie qu'elle contient dans les endroits de faible température, cette chaleur sera transportée par l'eau suivant sa direction d'écoulement préférentiel. Les modes de transport de chaleur et les gradients de température sont importants car ils provoquent la convection d'air, l'apport d'oxygène et contrôlent le taux production de DMA. Le transport convectif de chaleur peut être classé par catégorie selon la nature de l'écoulement : convection forcée et convection libre. Pour la convection forcée, l'écoulement est causé par certains agents externes comme le vent atmosphérique. La convection libre est induite par les forces de flottabilité.

Le transport de la chaleur par conduction est un mécanisme dominant pour le transport de la chaleur en bordure de la halde (figures A4.1d et A4.2d – annexe 4). La conduction est aussi importante au pied de la bordure, ceci s'explique par le fait que l'air froid qui entre par cet endroit contient peu de vapeur d'eau avec une faible enthalpie. La chaleur peut se transférer aussi par diffusion (figures A4.1e et A4.2e – annexe 4). Cependant, la diffusion de gaz est un processus binaire ce qui rend son effet moins significatif. La quantité de chaleur transportée par conduction est liée directement aux propriétés thermiques des matériaux et aux gradients thermiques et sa distribution au sein de la halde. Quant à lui, le transport de la chaleur par advection est lié directement à la capacité thermique de fluide et sa vitesse d'écoulement. Que le milieu soit hétérogène ou homogène, les températures élevées sont obtenues toujours en bordure de la halde où l'entrée de gaz riche en oxygène est importante. En effet, l'augmentation de la température diminue la densité de gaz et entraîne son mouvement, c'est ainsi que le mouvement de convection de gaz est amorcé en bordure et ce processus s'amplifie lui-même par l'apport d'oxygène. La disponibilité d'oxygène provoque plus d'oxydation qui libère plus de chaleur et cause l'augmentation encore de la température. Même si les cellules secondaires de convection près de la surface sont inférieures à celle en bordure, elles provoquent une augmentation de la température au centre de la halde et amplifient l'apport d'oxygène et la production de DMA.

#### 4.3.5 Réactivité et pyrite oxydée

L'oxydation de la pyrite est une réaction fortement exothermique produisant 1409 kJ par mole de pyrite oxydée (Lefebvre 1994 ; Lefebvre et al. 2001a). La chaleur produite augmente la température à l'intérieur de la halde, cette hausse de température peut modifier complètement les mécanismes dominants responsables du transfert d'oxygène et sa distribution dans la halde. Suite à une augmentation initiale de la température dans une halde de perméabilité à l'air élevée, la convection d'air est couramment initiée. Dans de telles situations, le transport advectif fourni par l'entrée d'air atmosphérique est un processus de transfert d'oxygène plus efficace que la diffusion. Les nouvelles conditions physico-chimiques créées par l'oxydation de la pyrite améliorent le mécanisme d'approvisionnement en oxygène nécessaire pour soutenir le processus d'oxydation. Cette boucle de rétroaction mène à un taux global d'oxydation toujours croissant jusqu'à un certain seuil où le processus atteint le régime permanent. Puisque le processus d'oxydation ne tend pas vers l'infini, la croissance du taux d'oxydation est limitée dans notre modèle numérique par des facteurs de contrôle (Lefebvre 1994 ; Lefebvre et al. 2001b) dont le rôle est de réduire le taux d'oxydation global à long terme (facteurs cinétiques dépendants de la température et de la densité partielle d'oxygène dans la phase liquide).

Évidemment, les plus forts taux d'oxydation correspondent généralement aux zones de forte concentration en oxygène et se localisent généralement en bordure et près de la surface (figures 4.5e et 4.6e). Dans les zones de haute température, le taux d'oxydation est limité par la température maximale fixée dans le modèle numérique comme facteur de contrôle. Les figures 4.5e et 4.6e montrent une forte réduction de la pyrite en bordure, une réduction moindre à la surface près du centre de la halde et une oxydation très faible dans la partie inférieure au centre de la halde où la concentration en oxygène est faible. Ces résultats montrent aussi que l'oxydation peut se faire à plus grande profondeur dans le cas de dépôt *end-dumping*. Cette situation témoigne de la présence d'oxygène en quantité suffisante pour soutenir le processus d'oxydation et confirme le rôle des cellules secondaires de convection près de la surface à apporter plus d'air riche en oxygène.

#### 4.3.6 Évolution des conditions moyennes dans le temps

Les comparaisons faites aux sections précédentes entre le cas hétérogène de référence et le cas homogène équivalent pour les deux modes de dépôt (par bancs et *end-dumping*) a montré l'importance de l'écoulement préférentiel engendré par l'hétérogénéité du milieu ainsi que l'effet de la méthode de construction sur les processus de transfert, principalement l'écoulement des fluides et l'apport d'oxygène. Le suivi des conditions moyennes dans le temps fournit une vue d'ensemble des conditions simulées résultants d'un ensemble donné de propriétés. Après chaque pas de temps  $t$  et dans chaque élément  $i$ , TOUGH AMD calcule les conditions moyennes ( $YM_t$ ) en termes de température, fraction d'oxygène, taux d'oxydation et fraction de pyrite restante. Pour l'ensemble de la halde et après un temps donné  $t$ , les conditions moyennes sont obtenues de la relation suivante :

$$YM_t = \frac{\sum_N Y_t^i \cdot V^i}{\sum_N V^i} \quad [4.3]$$

$N$  est le nombre des éléments du maillage,  $YM_t$  est la moyenne pour l'ensemble de la halde de la condition  $Y$  calculée après un temps  $t$  dans chaque élément du maillage ( $i$ )  $V^i$  est le volume d'élément du maillage.

La figure 4.7 résume l'évolution dans le temps des conditions simulées pour l'ensemble de la halde, pour le cas hétérogène et le cas homogène équivalent, en mode de dépôt par bancs et *end-dumping*. Cette figure montre l'évolution de la température moyenne, la fraction de masse d'oxygène, le taux d'oxydation volumétrique et la fraction de masse de la pyrite non oxydée. La représentation des conditions en valeurs moyennes donne des indications sur le temps nécessaire pour atteindre le régime quasi-permanent où la température, la fraction de masse d'oxygène et le taux d'oxydation demeurent relativement constants. Le cas homogène en mode de dépôt *end-dumping* atteint les valeurs les plus élevées de température, de taux d'oxydation et de la fraction de masse d'oxygène (figure 4.7). Visiblement, le cas de référence (hétérogène) en mode de dépôt *end-dumping* se manifeste par des valeurs moyennes plus élevées par rapport au cas de référence (hétérogène) en

mode de dépôt par bancs. Les valeurs des perméabilités considérées dans les deux cas, favorisent une oxydation importante, ce qui engendre des valeurs de températures élevées. Cette hausse de la température provoque une forte convection capable d'apporter plus d'oxygène dans la halde et maintenir le processus d'oxydation à un taux élevé.

Le mode de dépôt *end-dumping* a montré en plus de l'entrée d'air en bordure, un apport d'oxygène plus important à partir de la surface vers l'intérieur de la halde. Cette situation facilite l'entrée d'air par la surface et déclenche l'oxydation qui engendre à son tour des températures relativement élevées près de la surface. La hausse de la température met le gaz en convection sous l'effet de différence de gradient de densité et donne naissance à des cellules secondaires de convection près de la surface qui apportent encore plus d'oxygène vers l'intérieur de la halde. Pour cette raison, le mode de dépôt *end-dumping* se manifeste par les valeurs les plus élevées moyennement mais non localement (tableau 4.4). Lefebvre (1994) et Wels et al. (2003) signalent suite à des observations sur terrain qu'il y a un échappement de la vapeur d'eau à travers la surface de la halde à différents endroits. Cela ne peut être interprété que par l'effet de cellules secondaire de convection près de la surface dans les endroits où la perméabilité des matériaux permet la naissance de la convection.

Le taux d'oxydation et la concentration en oxygène pour le mode de dépôt *end-dumping* montrent des oscillations sous forme cyclique comparativement au mode de dépôt par bancs. La cause de ces oscillations est l'apport significatif d'oxygène à partir de la surface qui augmente le processus d'oxydation et génère des gradients de température suffisants pour déclencher la convection d'air à ces endroits. Cependant, un suivi dans le temps en 2D, nous a permis de voir que la concentration en oxygène et le taux d'oxydation près de la surface varient d'une façon importante et parfois avec un écart élevé d'une année à l'autre. Ceci est le résultat d'un cycle d'apparition et disparition des cellules secondaires de convection. Ce phénomène est étroitement lié à l'avancement et le développement de la cellule de convection principale. L'instabilité de ce mécanisme près de la surface cause une instabilité dans la concentration d'oxygène et affecte à son tour le taux d'oxydation. Ceci est traduit sur la figure 4.7 par la non-linéarité de l'évolution dans le temps en termes de la concentration en oxygène et de taux d'oxydation.

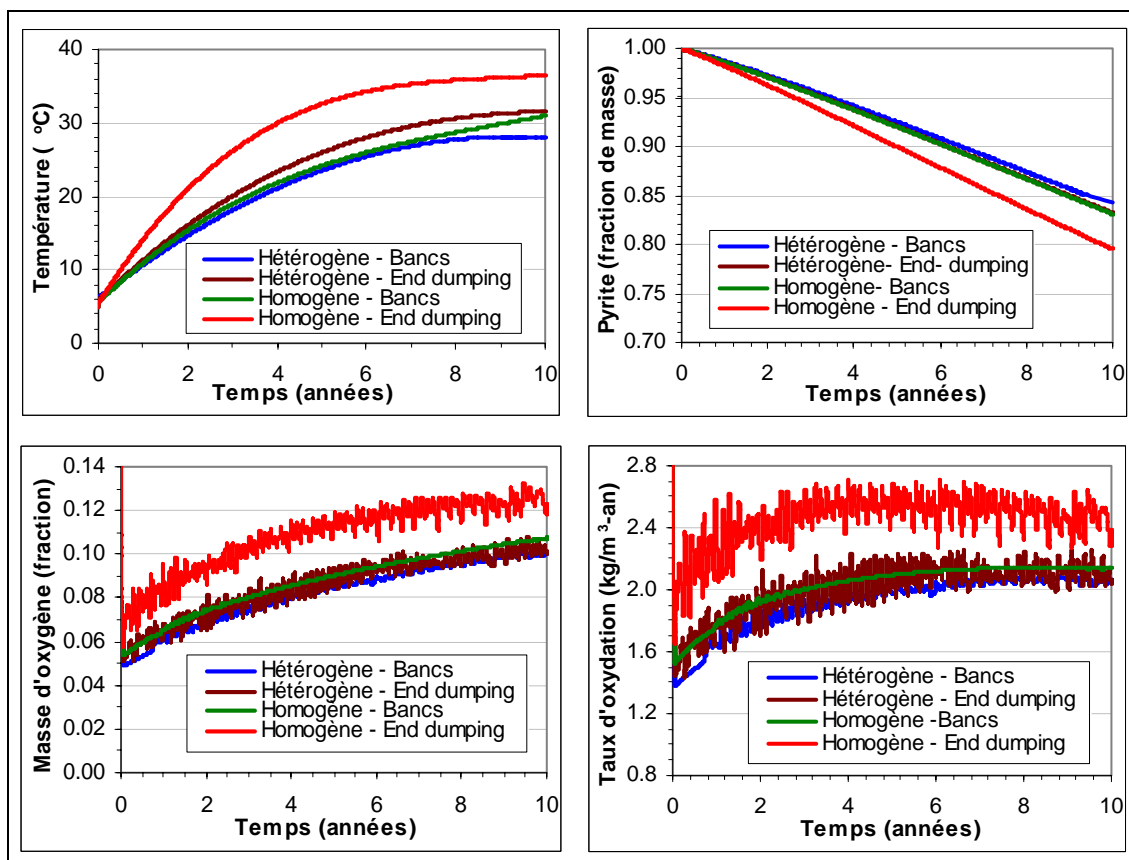


Figure 4.7. Évolution globale des conditions physiques moyennes dans le temps pour le système hétérogène du cas de base (C) et son système homogène équivalent

Tableau 4.4. Conditions moyennes dans la halde après 10 ans de simulation

Cas de simulation	Méthodes de construction	Température (°C)	Taux d'oxydation (kg/m <sup>3</sup> ·an)	Masse d'oxygène (fraction)	Masse de la pyrite (fraction)
<b>Hétérogène</b> Cas de base	Bancs	28.5	2.06	0.10	0.84
	<i>End-dumping</i>	31.5	2.06	0.10	0.83
<b>Homogène</b> Équivalent	Bancs	30.7	2.14	0.11	0.83
	<i>End-dumping</i>	36.7	2.39	0.12	0.79

#### 4.4 MODÈLE CONCEPTUEL

Les processus physico-chimiques sont couplés et leur description sert de base pour établir le modèle conceptuel représentatif. Hockley et al. (1995) ont regroupé l'ensemble des processus reliés au drainage minier acide en trois classes : processus externes et les variables d'action à la surface de la pile (P, T) ; processus internes (actifs à l'intérieur de la halde) ; la réponse du système. Hockley et al. (1995) et Lefebvre et al. (2001a) ont identifié trois types de couplage entre ces processus : 1) un seul sens de couplage lorsque un processus affecte directement un autre ; 2) deux sens de couplage lorsque deux processus s'influencent mutuellement; 3) couplage indirect.

Le transfert de la chaleur est assuré par conduction ou par advection des fluides et affecte la distribution de la température à l'intérieur (Lefebvre 1994 ; Wels et al. 2003). En plus de la diffusion, le transfert de l'oxygène peut s'améliorer considérablement par la convection des gaz qui est le résultat d'un moteur thermique initié suite à l'oxydation de la pyrite. De cette manière, les processus géochimiques affectent directement le transfert de gaz et de chaleur. À son tour, la concentration en oxygène et la température affectent le taux d'oxydation et d'autres processus géochimiques. L'eau fournie par infiltration affecte les processus géochimiques et assure le stockage et le transport de la masse. Des modèles conceptuels des principaux processus de transfert interne ont été proposés pour expliquer les différentes voix d'interaction mentionnées ci-dessus (Lefebvre et al. 2001a ; Pantelis et al. 2002). Le transport d'oxygène est contrôlé par des interactions complexes des propriétés physico-chimiques des haldes (Wels et al. 2003).

Dans ce travail, la représentation de l'hétérogénéité a grandement amélioré notre compréhension des processus internes. Les simulations ont montré l'effet direct de l'hétérogénéité sur la magnitude de transfert de liquide, gaz, oxygène, chaleur et aussi l'effet indirect sur les processus géochimiques et le transport de masse. Dans un tel système fortement hétérogène, les simulations ont montré que l'écoulement préférentiel d'eau et de gaz semble être la règle plutôt que l'exception. Cela a aidé grandement à comprendre mieux le mode de transport de la vapeur d'eau préférentiellement canalisé



(cheminées). À cela s'ajoute l'apparition des cellules secondaires de convection près de la surface qui améliore le transport d'oxygène et même profondément en mode de dépôt *end-dumping*. Le modèle conceptuel que nous proposons (figure 4.8) est basé principalement sur les résultats obtenus grâce aux simulations numériques, tenant en compte l'hétérogénéité, l'anisotropie et le mode de dépôt des haldes.

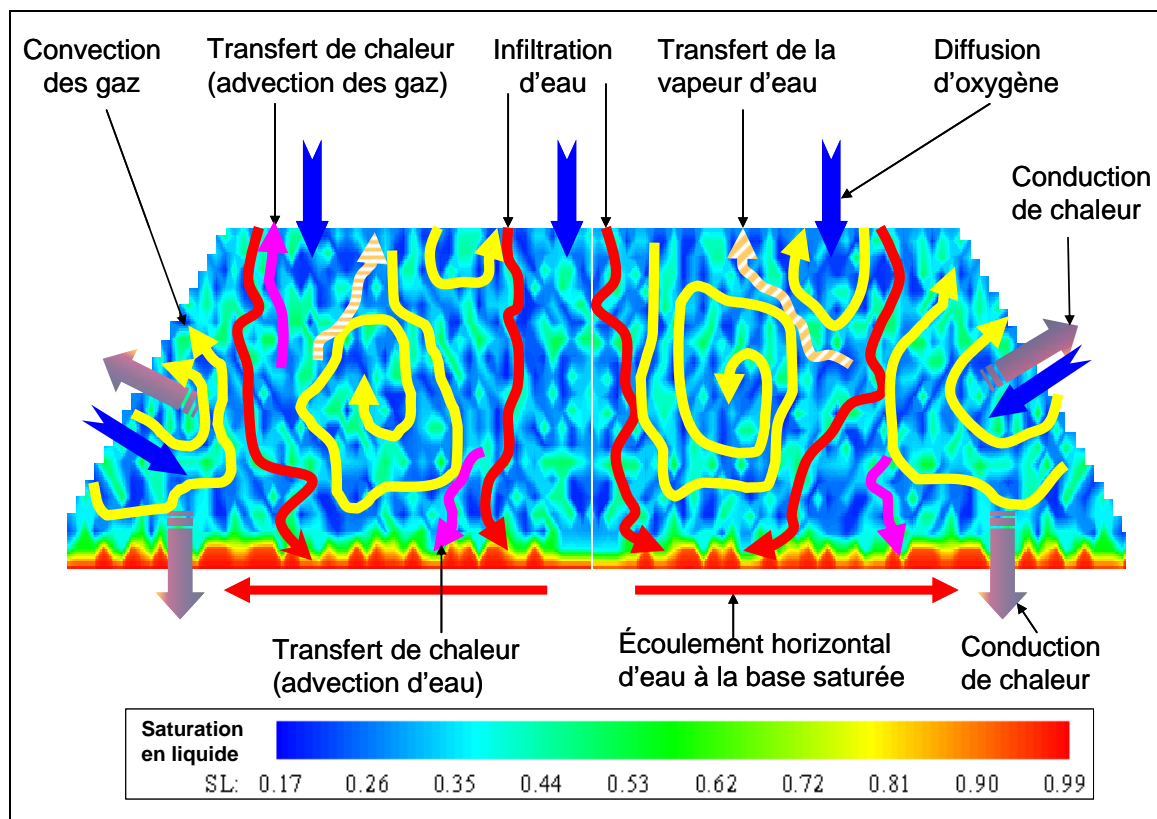


Figure 4.8. Modèle conceptuel détaillé des processus physiques impliqués dans la formation de DMA dans une halde à stériles.

Ce modèle conceptuel global (figure 4.8) résume l'ensemble des processus physiques impliqués dans la formation de DMA au sein des haldes à stériles. Ce modèle met en évidence l'écoulement préférentiel d'eau et de gaz et leur organisation, le transfert d'oxygène, le transfert de la chaleur et le transport de la vapeur d'eau. Des études et des efforts considérables ont été faits pour élucider les voies d'écoulement dans la zone non saturée à différentes échelles et la recherche a été dirigée à la nature des voies elles-

mêmes. Dans les haldes, le degré de saturation est une caractéristique importante, elle est étroitement liée et associée aux propriétés texturales de la halde. La distribution de la saturation peut être employée pour balayer l'hydro-stratigraphie et identifier la répartition spatiale des matériaux au sein d'une halde à stériles. Contrairement à ce qui était reconnu auparavant sur l'écoulement matriciel et libre de l'eau dans les haldes à stériles, notre modèle conceptuel montre la mise en place d'un système d'écoulement préférentiel de l'eau et de gaz. L'eau circule dans les matériaux les plus fins ou moins perméables et le gaz dans les matériaux les plus grossiers. Puisque la vitesse d'écoulement de l'eau varie aussi selon le degré de saturation, elle devient plus importante dans les zones de faible conductivité hydraulique, en raison de la plus forte capacité de rétention d'eau des matériaux fins.

Il semble donc que les modèles conceptuels proposés auparavant représentaient une simplification des processus physiques impliqués dans la formation du DMA. Nos travaux ont montré que ces processus sont plus complexes que ce qu'avaient révélé les travaux antérieurs. Notre modèle montre l'effet de l'hétérogénéité sur la distribution non uniforme de la saturation en eau et l'écoulement des fluides. L'écoulement préférentiel d'eau observé dépend grandement du taux d'arrivée d'eau, de la nature hétérogène et les niveaux d'hydratation des différents matériaux.

Les propriétés capillaires des matériaux contrôlent la répartition d'eau et de gaz. Ces propriétés sont la tension interfaciale et la capacité de rétention, qui dépendent de la nature des matériaux et de la dimension des pores. L'arrangement aléatoire de matériaux possédant des propriétés hydrauliques et capillaires différentes mène à des cheminements préférentiels de l'eau et des gaz au sein de halde. L'anisotropie reliée au mode de construction des haldes engendre des patrons de circulation de gaz et d'apport d'oxygène différents, la construction par bancs favorisant les échanges horizontaux et l'apport d'air à partir de la pente extérieure des haldes, tandis que la construction par *end dumping* favorise l'apport de gaz à partir de la surface de la halde.

## 4.5 CONCLUSIONS

Les haldes à stériles sont des systèmes d'écoulement multiphases, hétérogènes dont les matériaux sont arrangés aléatoirement. Le terme "hasard" employé dans cette étude signifie que le profil vertical et la répartition spatiale des matériaux au sein d'une halde n'obéissent pas aux deux principes de la stratigraphie (principe de superposition et principe de continuité). Par conséquent, une caractérisation détaillée et représentative est difficile à réaliser. Une simplification dans le modèle conceptuel peut avoir un impact significatif sur les conclusions tirées d'une telle étude. Le modèle conceptuel doit être complètement examiné et ses paramètres doivent être soigneusement déterminés pour obtenir des résultats représentatifs.

Fala et al. (2006) ont démontré de façon conceptuelle que les méthodes de construction mènent à différents types de structure interne et d'anisotropie qui ont des implications importantes sur l'écoulement de l'eau. Jusqu'à ici, la plupart des travaux sur la modélisation des processus physiques ont utilisés des conditions homogènes. En raison de l'évidence naissante au sujet de l'importance de l'hétérogénéité et de l'anisotropie sur l'écoulement de l'eau, notre étude a visé à améliorer la représentation des haldes à stériles à l'aide de modèles numériques qui simulent tout l'éventail des processus physiques impliqués dans la formation de DMA, particulièrement l'écoulement simultané d'eau et de gaz.

Pour représenter l'hétérogénéité des haldes à stériles, le modèle numérique TOUGH AMD a été utilisé avec une distribution aléatoire de quatre matériaux de perméabilités différentes et aux propriétés capillaires distinctes. Les propriétés utilisées dans notre modèle ne couvrent pas toute la gamme granulométrique généralement présente dans les haldes. Ces propriétés représentent une halde très perméable, avec forte convection de gaz et produisant du DMA. Pour représenter l'effet des deux méthodes principales de construction une anisotropie différente a été assignée à ces matériaux. L'anisotropie en mode de déposition *end-dumping* est représentée une composante verticale de la perméabilité  $k_v$  plus élevée que la composante horizontale  $k_h$  et l'inverse pour le mode de dépôt par bancs. Les deux modèles hétérogènes produits ainsi ont été comparée aux deux

modèles homogènes équivalents. L'infiltration utilisée dans notre modèle est représentative d'un climat tempéré où la précipitation et l'infiltration sont abondantes.

Les résultats obtenus montrent que les modèles hétérogènes induisent des chemins d'écoulement préférentiel d'eau et de gaz, même avec une distribution aléatoire de matériaux. L'écoulement de l'eau est limité aux matériaux de granulométrie fine, ce qui est attribué aux propriétés capillaires des matériaux fins qui maintiennent un degré de saturation en eau élevée et qui possèdent une perméabilité effective à l'eau importante. À l'opposé, malgré que les matériaux grossiers aient des perméabilités absolues plus grandes, ils restent à des saturations en eau très faibles et ont ainsi une faible perméabilité effective à l'eau. L'écoulement de gaz se fait généralement à travers l'ensemble des matériaux, mais il se distingue aussi par un écoulement préférentiel à travers les matériaux grossiers dans lesquels la perméabilité effective et la saturation en gaz sont plus élevées.

Une importante convection de gaz se produit dans la halde, que le système soit homogène ou hétérogène ; bien que cette convection soit beaucoup plus présente en mode de dépôt par *end-dumping*. La cellule principale de convection (circulation de gaz) se développe près de la bordure de la halde dans tous les cas simulés. Ce comportement ne dépend donc pas uniquement de la structure interne de la halde. Par conséquent, le processus physique de convection semble dominant quel que soit l'arrangement interne des matériaux. Ce type d'écoulement de gaz pourrait donc se produire dans la plupart de haldes, tant que les stériles sont assez perméables et réactifs (producteur de DMA) pour permettre d'initier la convection thermique.

En plus de la cellule de convection principale initiée en bordure de la halde, des cellules secondaires de convection se sont aussi développées à la surface des haldes. L'intensité de ces cellules secondaires est fortement dépendante du type d'anisotropie. Le modèle qui représente la méthode de construction par bancs ( $k_h$  élevée) a montré le développement d'une cellule secondaire de convection mineure près de la surface. Quant au modèle qui

représente la méthode de construction par *end-dumping*, plusieurs cellules secondaires de convection se sont initiées près de la surface et ont apporté plus d'oxygène à l'intérieur de la halde. Il semble donc que l'anisotropie de la perméabilité est le facteur dominant qui contrôle l'importance des cellules secondaires de convection.

Les résultats montrent que l'hétérogénéité est à l'origine de l'écoulement préférentiel. Ceci a une implication importante sur la façon avec laquelle le milieu se désature en eau après l'installation d'un recouvrement imperméable. L'écoulement préférentiel de l'eau a aussi des implications importantes sur le transport de masse et de lixiviat dans les haldes à stériles. Sur la base d'évidences géochimiques, Sracek et al. (2004) ont identifié un échange entre un écoulement rapide et un écoulement lent dans une halde à stérile, ce qui est cohérent avec les résultats de nos simulations. Il reste quand même des choses à définir au sujet de la dynamique de l'écoulement préférentiel dans les haldes à stériles et dans le milieu poreux en général ou lors d'un événement de lixiviation. Les chemins de l'écoulement préférentiel sont-ils stables dans le temps ou subissent-ils des changements même si les conditions aux limites restent constantes? La réponse à cette question aiderait dans le développement de modèles conceptuels encore plus réalistes des mécanismes d'écoulement préférentiel. Elle devrait aussi mener au développement des modèles de simulation plus précis du mouvement d'eau, de gaz et de transport des produits de l'oxydation où l'écoulement préférentiel est significatif.



## **CHAPITRE 5**

### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 2 – EFFET DE LA DISTRIBUTION DES PROPRIÉTÉS**





## CHAPITRE 5

### **Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 2 – Effet de la distribution des propriétés**

Belkacem Lahmira, René Lefebvre, Michel Aubertin et Bruno Bussière

#### RÉSUMÉ

La complexité de la structure interne des haldes à stériles découle principalement de la très large variation granulométrique de leurs matériaux et de leur mode de construction. Cet article poursuit les travaux de modélisation numérique avec TOUGH AMD sur l'effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert couplés agissant dans les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA). Cet article a comme premier objectif d'évaluer si une halde construite avec des types de matériaux donnés pourrait montrer des comportements variables selon la distribution spatiale de ces mêmes matériaux. Cet effet a été représenté en utilisant dans les simulations trois distributions spatiales aléatoires (T1, T2, T3) des mêmes propriétés des matériaux. Le deuxième objectif est d'identifier l'effet du degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs des propriétés des matériaux. Cet effet a été étudié en assignant quatre gammes de propriétés à la même distribution spatiale aléatoire de matériaux (T3). Les résultats montrent que la distribution spatiale des matériaux affecte la production de DMA. Ainsi, l'abondance de matériaux fins ou de perméabilité faible près de la bordure ou de la surface d'une halde affecte l'entrée d'air à ces endroits à cause de la saturation en eau des matériaux fins qui demeure élevée. À l'opposé, le fait d'avoir à ces endroits une juxtaposition de matériaux grossiers favorise l'écoulement préférentiel du gaz et le cheminement de la vapeur d'eau. Par contre, la présence de matériaux fins sous la surface de la halde minimise la perte d'eau présente dans la halde et favorise la condensation interne de la vapeur d'eau. L'initiation de la convection des gaz, principalement les cellules secondaires de convection, nécessite un degré d'hétérogénéité minime. La présence de matériaux grossiers n'entraîne pas nécessairement un apport d'oxygène et une oxydation importante capable de déclencher la convection. Cela dépend plus de l'absence de matériaux fins dans la halde. Ces résultats soutiennent donc conceptuellement l'ajout aux stériles de matériaux fins avec de grands contrastes de propriétés capillaires pour limiter la production de DMA.

## 5.1 INTRODUCTION

Les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA) ont fait l'objet de nombreux travaux de recherche visant à mieux comprendre ces systèmes complexes. Des études antérieures ont visé à comprendre l'ensemble des processus de transfert impliqués dans la génération de DMA (Guo 1993; Lefebvre 1994; Lefebvre et al. 2001a 2001b). Ces études ont conclu que les processus sont couplés et que leur analyse ne peut pas se faire en étudiant chaque phénomène séparément. Par la suite, une partie de la recherche dans ce domaine s'est orientée vers le développement des méthodes pour la protection de l'environnement (Fala et al. 2005 2006; Molson et al. 2005). Pour les nouveaux sites, le choix de la méthode de construction des haldes à stériles est lié directement à des considérations pratiques et à des contraintes économiques, en plus des aspects environnementaux (Wels et al. 2003).

Le dépôt ou le déversement des matériaux stériles au sommet et en crête vers les pentes extérieures s'appelle la méthode de construction par *end-dumping* (Morin et al. 1991; Fala 2002; Aubertin et al. 2002a). Cette méthode favorise une ségrégation des matériaux, l'alternance de couches à granulométrie différente et la formation de couches stratifiées inclinées (Wilson et al. 2000; Anterrieu 2006; Anterrieu et al. 2007 ; Azam et al. 2007). Pour la méthode de construction par bancs, le passage répété de la machinerie lourde engendre la création d'une couche compactée sous la surface de roulement (Martin et al. 2005) qui persiste à l'intérieur de la halde durant son rehaussement. Les éléments de la structure interne et la distribution spatiale des matériaux affectent directement l'accumulation et la circulation des fluides dans la halde et par conséquent le taux de génération de DMA.

À l'aide de la simulation numérique, Lahmira et al. (chapitre 4) ont montré les contrôles qu'exercent l'hétérogénéité et l'anisotropie sur les processus de transfert dans les haldes à stériles, notamment : 1) qu'un arrangement aléatoire de matériaux aux propriétés hydrauliques et capillaires différentes mène à des cheminements d'écoulement préférentiels de l'eau et des gaz qui circulent dans une halde ; 2) que l'eau et les gaz

circulent dans des cheminements distincts, l'eau circulant surtout à travers les matériaux plus fins dont la saturation est plus élevée, tandis que les gaz circulent dans les matériaux plus grossiers ; et 3) que l'anisotropie reliée au mode de construction des haldes engendre des patrons de circulation de gaz et d'apport d'oxygène différents, la construction par bancs favorisant les échanges horizontaux et l'apport d'air à partir de la pente extérieure des haldes, tandis que la construction par *end dumping* favorise l'apport de gaz à partir de la surface de la halde.

La composition minéralogique des matériaux qu'on retrouve dans une halde, peut aussi avoir un effet sur le comportement global de la halde par la présence ou non des minéraux réactifs (Gerke et al. 1998; Lefebvre et al. 2001a 2001b; Ritchie 2003). Cette composition minéralogique et la réactivité des matériaux reliée à la production de DMA sont aussi distribuées de façon hétérogène dans les haldes (Molson et al. 2008). L'effet de l'hétérogénéité des propriétés chimiques et des couches compactées va être exploré dans le quatrième article documentant nos travaux (Lahmira et al. - chapitre 6). Après avoir démontré l'effet de l'hétérogénéité physique et de l'anisotropie (Lahmira et al. Chapitre 4), le présent article a pour objectif de déterminer l'effet de la variabilité de la distribution des propriétés des matériaux sur les processus de transfert. Cette variabilité de la distribution des propriétés est considérée sous deux angles :

- 1) l'effet de la mise en place des mêmes matériaux dans une halde lors de sa construction, donc de la distribution spatiale aléatoire des matériaux ;
- 2) le degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs des propriétés des matériaux, avec des fractions plus ou moins fines, et des perméabilités globales équivalentes différentes découlant de cet assemblage de matériaux.

La simulation numérique sera à nouveau utilisée pour déterminer ainsi l'effet de la distribution des propriétés des matériaux (distribution aléatoire dans cette étude) sur l'écoulement des fluides et les processus de transfert, particulièrement l'apport d'oxygène en bordure de la halde. Encore une fois, des conclusions seront aussi tirées sur l'effet de l'anisotropie découlant du mode de construction de la halde, par bancs ou *end dumping*.

## 5.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE

La géologie des stériles ainsi que la méthode d'extraction et de construction sont à l'origine de la forte hétérogénéité des haldes à stériles. Cette hétérogénéité a été reconnue dans plusieurs études de caractérisation et de surveillance des haldes (Morin et al. 1994 ; Nichol et al. 2000 ; Fala et al. 2003 ; Anterrieu 2006 ; Anterrieu et al. 2007). Les haldes à stériles ont une nature grossière avec une granulométrie très étalée de matériaux formant des empilements. Les haldes peuvent être constituées de diverses façons, selon la topographie des lieux, les équipements disponibles, la nature et la quantité des roches extraites (Morin et al. 1991 ; Wilson et al. 2000; Aubertin et al. 2002a 2002b). Les méthodes de construction les plus courantes impliquent une mise en place, à la benne ou au butoir, au sommet de l'empilement où ils sont déversés (*end dumping*) ou poussées (*push dumping*). Le mode de déposition est à l'origine du type d'anisotropie qui contrôle l'amplitude des vitesses de circulation des fluides. Le mode de déposition par bancs génère un milieu avec une composante horizontale de la perméabilité supérieure à la composante verticale, cela favorise l'entrée d'air et l'apport d'oxygène à travers les pentes de la halde (Aubertin et al. 2002b 2005 ; Martin et al. 2005 ; Lahmira et al – chapitre 4). Par contre, le milieu résultant d'un mode de dépôt *end dumping*, se distingue par une anisotropie dont la composante verticale est supérieure à la composante horizontale (Morin et al. 1991; Aubertin et al. 2002a ; Wilson et al. 2000; Anterrieu 2006; Anterrieu et al. 2007 ; Lahmira et al – chapitre 4).

Nos travaux ont démontré que l'hétérogénéité et l'anisotropie induite par le mode de construction des haldes avaient un impact majeur sur les processus de transfert dans les haldes à stériles (Lahmira et al. – chapitre 4). Cependant, les résultats montrés se sont limités à une unique distribution spatiale de matériaux ayant une plage fixe de propriétés, mais deux types d'anisotropie représentative des modes de construction par bancs et par *end dumping*. Toutefois, les haldes peuvent être constituées de matériaux dont la nature est différente de celle supposée dans nos travaux précédents. Pour rendre notre étude de l'effet de l'hétérogénéité plus générale, il est nécessaire d'évaluer l'influence de la distribution des propriétés des matériaux sur les processus de transfert en milieu

hétérogène. Les variations dans la distribution des propriétés des matériaux sont considérées sous deux angles :

- D'abord, nous nous demandons si une halde construite avec des types de matériaux donnés pourrait montrer des comportements variables selon la distribution spatiale de ces mêmes matériaux. Ces variantes de la distribution spatiale des matériaux découleraient simplement du placement aléatoire des matériaux dans une halde lors de sa construction. La distribution des matériaux dans les haldes à stériles n'obéissent pas aux principes de stratigraphie (principe de superposition et principe de continuité), car elle découle de l'apport aléatoire de différents matériaux à un endroit donné d'une halde. Pour représenter cet effet, des tirages aléatoires seront faits pour assigner aux cellules du modèle numérique les types de matériaux à partir de quatre types de matériaux aux propriétés distinctes;
- Ensuite, nous nous intéresserons à l'effet du degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs des propriétés des matériaux. Ce degré d'hétérogénéité découlerait de la présence de différents types de matériaux avec des fractions plus ou moins fines. Ces différents assemblages de matériaux impliquent des perméabilités globales équivalentes différentes ainsi qu'un degré d'hétérogénéité variable qui est contrôlé par l'étalement des propriétés entre les matériaux les plus grossiers et les plus fins. Cet exercice doit permettre de refléter l'effet de la gamme des propriétés susceptibles d'être rencontrées dans les haldes à stériles sur leur comportement en termes de processus de transfert. Pour représenter cet effet, des gammes différentes de propriétés seront assignées aux quatre types de matériaux représentés dans les cellules du modèle numérique.

Le tableau 5.1 montre les quatre cas considérés dans les simulations avec des distributions différentes de propriétés hydrauliques et capillaires qui sont assignées à quatre types de matériaux aux granulométries différentes désignés par grossier, intermédiaire, fin et très fin. L'anisotropie des composantes horizontales et verticales de la perméabilité de ces matériaux est différente selon que ces matériaux sont considérés avoir été mis en place avec le mode de construction par banc ou par *end dumping*. Le tableau 5.2 donne les

valeurs des propriétés globales équivalentes des cas considérés pour des systèmes homogènes qui ont aussi été simulés à titre de comparaison mais dont les résultats ne sont pas illustrés dans cet article. Les propriétés homogènes équivalentes ont aussi été assignées aux éléments présents à la surface et à la base du maillage numérique pour faciliter l'imposition des conditions limites. Le tableau 5.3 regroupe les valeurs des autres propriétés reliées au taux l'oxydation de la pyrite, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion des gaz. Quelle que soit la distribution spatiale des matériaux (T1, T2, T3), les valeurs des ces propriétés (tableau 5.3) sont considérées les mêmes dans tous les cas simulés (cas A, B, C, D) afin de faciliter la comparaison entre ces cas. Cette approche permet d'identifier l'effet du degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs des propriétés des matériaux (perméabilité) sur l'écoulement des fluides et les mécanismes d'apport d'oxygène dans des haldes réactifs et générateur de DMA.

Pour étudier l'effet de la variation spatiale aléatoire des matériaux, ce sont les propriétés du cas C (cas de base) qui ont été utilisées. Ces mêmes propriétés du cas C ont aussi été utilisées pour les simulations de Lahmira et al. (Chapitre 4) qui ont montré les résultats obtenus avec une seule des distributions spatiales aléatoires des matériaux considérées (T3). Cette simulation est considérée comme étant le « cas de base » auquel les autres résultats de simulation seront comparés. Dans ce cas-ci, trois distributions spatiales aléatoires (T1, T2, T3) ont été retenues sur lesquelles les simulations numériques ont été faites. La figure 5.1 illustre pour chacun de ces tirages la distribution spatiale des matériaux considérés dans notre modèle (grossier, intermédiaire, fin et très fin). La comparaison entre ces différentes distributions aux conditions simulées pourra conduire à une meilleure compréhension de l'effet de la distribution spatiale aléatoire de matériaux sur les mécanismes de transfert et les processus impliqués dans la génération de DMA. Les propriétés des types de matériaux sont gardées constantes et la différence entre les cas de simulation réside uniquement dans la distribution spatiale des matériaux dans le système. Cette approche facilite la comparaison des résultats et permet d'identifier l'effet direct de la nature des matériaux sur l'entrée d'air et l'apport d'oxygène en bordure et près de la surface dans des haldes à stériles où il y a une forte convection thermique de gaz en relation avec la production de DMA.

Tableau 5.1. Propriétés des quatre types de matériaux considérés dans quatre cas de simulation

Cas de simulation	Types de matériaux	Perméabilité selon la méthode de construction				Paramètres de Van Genuchten	
		Bancs		End dumping		$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	m (-)
		$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )		
Cas A	Grossier	5.00x10 <sup>-09</sup>	2.50 x10 <sup>-09</sup>	2.50 x10 <sup>-09</sup>	5.00 x10 <sup>-09</sup>	4.90	0.43
	Intermédiaire	1.00 x10 <sup>-09</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	2.70	0.30
	Fin	5.00 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	1.00	0.32
	Très fin	1.00 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-11</sup>	5.00 x10 <sup>-11</sup>	1.00 x10 <sup>-10</sup>	0.35	0.30
Cas B	Grossier	1.00 x10 <sup>-09</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	4.90	0.43
	Intermédiaire	5.00 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	2.70	0.35
	Fin	1.00 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-11</sup>	5.00 x10 <sup>-11</sup>	1.00 x10 <sup>-10</sup>	1.00	0.32
	Très fin	5.00 x10 <sup>-11</sup>	2.50 x10 <sup>-11</sup>	2.50 x10 <sup>-11</sup>	5.00 x10 <sup>-11</sup>	0.35	0.30
Cas C (cas de base)	Grossier	5.00 x10 <sup>-09</sup>	2.50 x10 <sup>-09</sup>	2.50 x10 <sup>-09</sup>	5.00 x10 <sup>-09</sup>	4.90	0.43
	Intermédiaire	3.50 x10 <sup>-09</sup>	1.75 x10 <sup>-09</sup>	1.75 x10 <sup>-09</sup>	3.50 x10 <sup>-09</sup>	2.70	0.35
	Fin	2.00 x10 <sup>-09</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	2.00 x10 <sup>-09</sup>	1.00	0.32
	Très fin	5.00 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	0.35	0.30
Cas D	Grossier	3.50 x10 <sup>-09</sup>	1.75 x10 <sup>-09</sup>	1.75 x10 <sup>-09</sup>	3.50 x10 <sup>-09</sup>	4.90	0.43
	Intermédiaire	2.00 x10 <sup>-09</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	1.00 x10 <sup>-09</sup>	2.00 x10 <sup>-09</sup>	2.70	0.35
	Fin	5.00 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	2.50 x10 <sup>-10</sup>	5.00 x10 <sup>-10</sup>	1.00	0.32
	Très fin	3.50 x10 <sup>-10</sup>	1.75 x10 <sup>-10</sup>	1.75 x10 <sup>-10</sup>	3.50 x10 <sup>-10</sup>	0.35	0.30

$k_h$  = Perméabilité horizontale ;  $k_v$  = Perméabilité verticale

Tableau 5.2. Propriétés du système homogène équivalent aux systèmes hétérogènes du tableau 5.1 suivant le cas de simulation considéré

Système et cas de simulation	Méthode de construction				Paramètres de van Genuchten		Saturation en eau à la surface	
	Bancs		End dumping		$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	m (-)	Bancs	End dumping
	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )				
Cas A	1.65 x10 <sup>-09</sup>	8.25 x10 <sup>-10</sup>	8.25 x10 <sup>-10</sup>	1.65 x10 <sup>-09</sup>	2.03	0.34	0.290	0.274
Cas B	4.13 x10 <sup>-10</sup>	2.06 x10 <sup>-10</sup>	2.06 x10 <sup>-10</sup>	4.13 x10 <sup>-10</sup>	2.03	0.34	0.325	0.306
Cas C	2.75 x10 <sup>-09</sup>	1.38 x10 <sup>-09</sup>	1.38 x10 <sup>-09</sup>	2.75 x10 <sup>-09</sup>	2.24	0.35	0.266	0.253
Cas D	1.59 x10 <sup>-09</sup>	7.94 x10 <sup>-10</sup>	7.94 x10 <sup>-10</sup>	1.59 x10 <sup>-09</sup>	2.24	0.35	0.278	0.264

$k_h$  = Perméabilité horizontale ;  $k_v$  = Perméabilité verticale

Tableau 5.3. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz utilisées dans les cas A, B, C et D

<b>Cas de simulation A, B, C et D</b>						
<b>Propriétés, symboles</b>	<b>Unités</b>	<b>Matériaux*</b>				
		<b>G</b>	<b>I</b>	<b>F</b>	<b>TF</b>	<b>HE &amp; MS</b>
<i>Propriétés des stériles</i>						
Fraction de la pyrite ( $w_{Py}^{rock}$ )	-	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Densité de solide ( $\rho_s$ )	kg/m <sup>3</sup>	2740	2740	2740	2740	2740
Porosité ( $n$ )	-	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
<i>Propriétés reliées au taux d'oxydation de la pyrite</i>						
Constante d'oxydation volu ( $K_{ox}$ )	s <sup>-1</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>	0.75x10 <sup>-6</sup>
Temps diffusif/temps chimique ( $\tau_d / \tau_c$ )	-	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
<i>Propriétés reliées à l'écoulement des fluides</i>						
Taux d'infiltration ( $q_i$ )	m/an					0.35
Saturation en eau résiduelle ( $S_{wr}$ )	-	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
Facteur de Van Genuchten ( $m$ )	-	0.43	0.35	0.32	0.30	0.35
Facteur de Van Genuchten ( $\alpha$ )	kPa <sup>-1</sup>	4.9	2.7	1.0	0.35	2.24
<i>Propriétés reliées au transfert de chaleur</i>						
Conductivité thermique sèche ( $\lambda_d$ )	W/m °C	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Conductivité thermique saturée ( $\lambda_w$ )	W/m °C	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Capacité thermique de solide ( $c_s$ )	J/kg °C	837	837	837	837	837
Conductivité thermique de la base ( $\lambda_b$ )	W/m °C	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55
Densité globale de la base ( $\rho_b$ )	kg/m <sup>3</sup>	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6
Capacité thermique de la base ( $c_b$ )	J/kg °C	1504	1504	1504	1504	1504
<i>Propriétés reliées à la diffusion de gaz</i>						
Coefficient standard de diffusion ( $D_0$ )	m <sup>2</sup> /s	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>
Coef de diffusion de la température ( $\theta$ )	-	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
Facteur de tortuosité ( $\tau$ )	-	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Diffusivité effective d'oxygène ( $D_e$ )	m <sup>2</sup> /s	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>

\* : G = Grossier ; I = Intermédiaire ; F = Fin ; TF = Très fin ; HE = Homogène équivalent ; MS = Matériau considéré à la surface de la halde et qui a les mêmes propriétés que le matériau homogène équivalent.



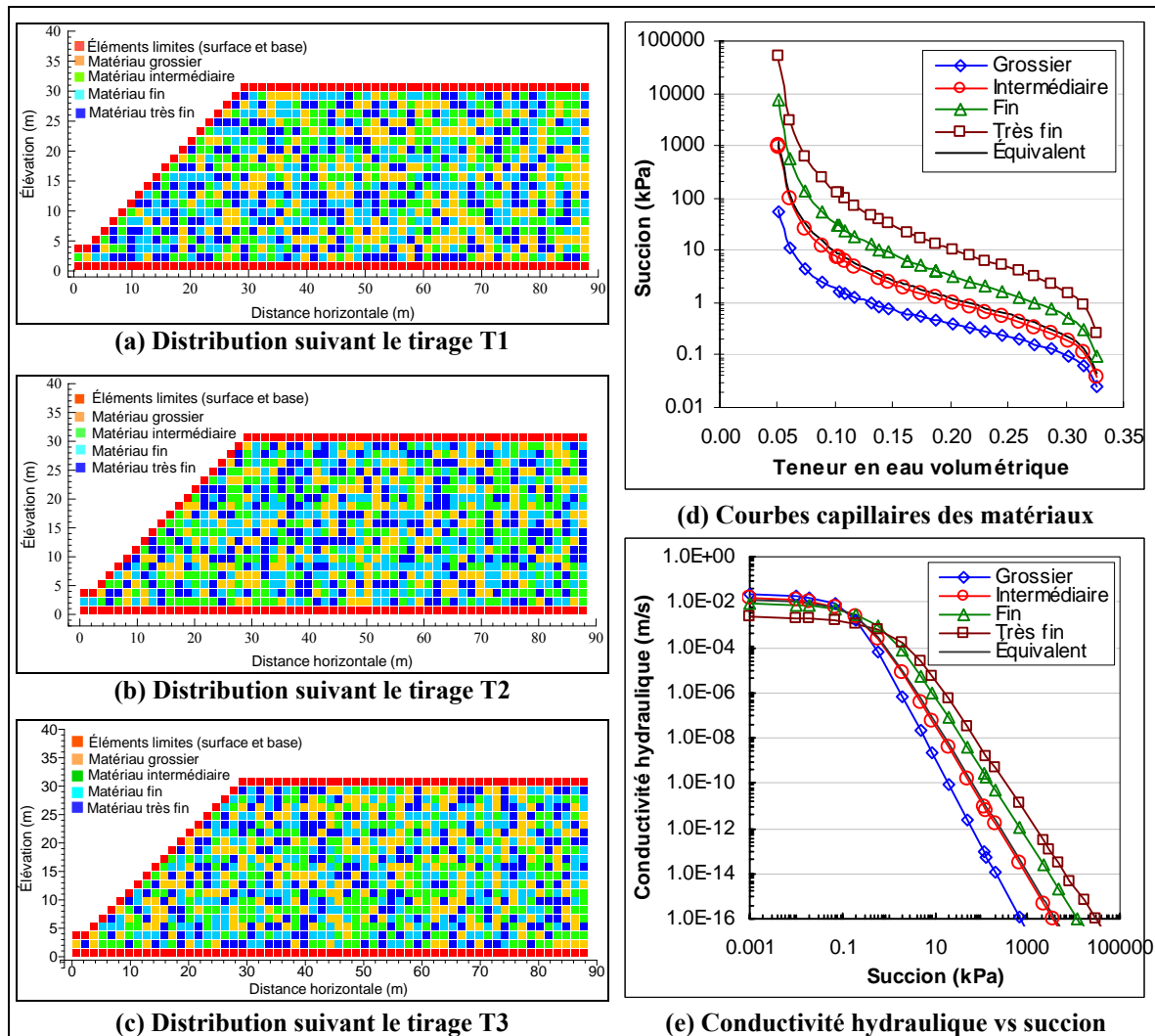


Figure 5.1. Distribution spatiale des matériaux (T1, T2, T3), courbes capillaires des matériaux et relation entre la conductivité hydraulique et la suction

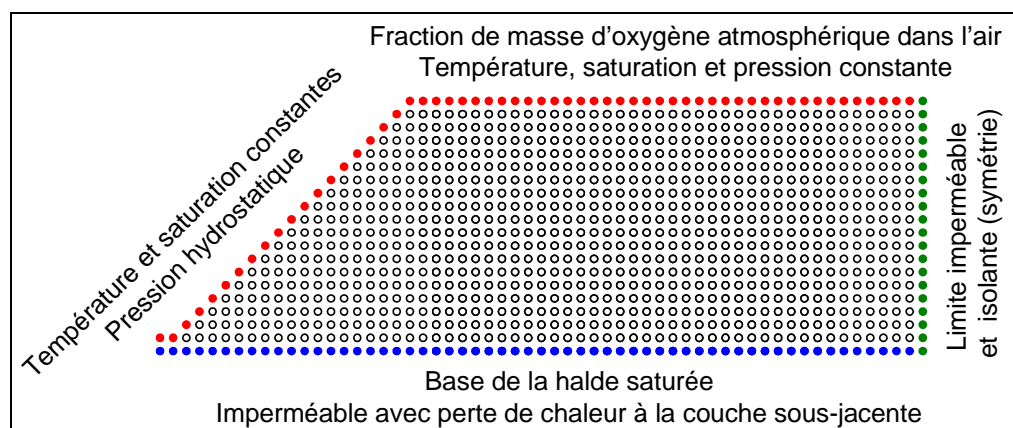


Figure 5.2. Domaine discrétisé et conditions limites imposées dans le modèle numérique pour les cas A, B, C et D

Pour évaluer l'effet du degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs de propriétés des matériaux, les quatre gammes de propriétés des cas A à D du tableau 5.1 vont être assignées à la même distribution aléatoire de propriétés du tirage T3. Ces résultats seront comparés au « cas de base » utilisant les propriétés du cas C et cette même distribution des matériaux du tirage T3. Ce sont la perméabilité et les propriétés capillaires (propriétés reliées) qui exercent le plus d'influence sur la distribution des fluides et les processus de transfert dans les haldes à stériles (Pantelis et Ritchie, 1991). Ce sont donc ces propriétés qui seront variées pour représenter l'étalement possible des propriétés des matériaux pouvant se retrouver dans les haldes à stériles (tableau 5.1). Même si les matériaux représentés varient de grossiers à fins, leurs propriétés ne couvrent pas toute la gamme de variation possible de la perméabilité des stériles. Ces propriétés sont plutôt représentatives de systèmes à forte perméabilité dans lesquels la convection thermique des gaz est importante. Les simulations utilisant les propriétés pour les cas A, B et D feront l'objet d'une comparaison avec le cas de base utilisant les propriétés du cas C. Les différentes plages de propriétés considérées ont pour but d'évaluer les effets relatifs suivants :

- **Effet de la perméabilité minimale.** La présence de matériaux peu perméables est supposée avoir un effet important sur les processus de transfert. Le cas B est celui où les matériaux très fins sont les moins perméables, tandis que les cas A, D et C sont ceux simulés avec des matériaux très fins aux perméabilités plus fortes;
- **Effet du degré d'hétérogénéité.** Un plus grand étalement des plages de perméabilité pour les quatre types de matériaux induira un degré d'hétérogénéité plus important. Le cas A possède le plus grand rapport entre la perméabilité de son matériel grossier par rapport au matériel très fin (50), ce qui en fait le cas le plus hétérogène. Le cas B est aussi assez hétérogène (rapport de 20), tandis que les cas C et D sont les moins hétérogènes (rapport de 10) ;
- **Effet de la perméabilité globale.** Le tableau 5.2 donne les valeurs de perméabilité globale équivalentes aux quatre cas pour des milieux homogènes. C'est le cas C qui a la perméabilité homogène équivalente la plus grande, tandis que le cas B est le moins perméable, avec les cas A et D avec des valeurs intermédiaires.

Ainsi, le cas A possède le matériel grossier le plus perméable (avec le cas C) mais c'est aussi le cas le plus hétérogène, ayant le plus grand étalement de perméabilité entre les matériaux grossiers et très fins. Le cas B est le moins perméable, tant pour son matériel grossier que pour la perméabilité équivalente globale (tableau 5.2). Le cas C possède à la fois les matériaux grossiers et très fins les plus perméables, de même que le plus petit étalement entre les perméabilités de ces matériaux, ce qui lui donne aussi la perméabilité homogène équivalente la plus élevée. Le cas D est intermédiaire à tous les niveaux entre les autres cas. Dans tous les cas, l'anisotropie est la même, avec un facteur 2 entre la perméabilité horizontale et verticale dont les valeurs relatives dépendent du mode de construction par bancs ou par *end dumping*.

Pour tous les cas simulés, une infiltration d'eau de 350 mm/an (Lefebvre 1994) est imposée à la surface. Cette recharge est considérée dans le modèle comme valeur constante et uniforme, puisqu'une variation de la recharge entre les cas de simulation affecterait grandement la saturation en eau au sein de la halde, ce qui causerait des ambiguïtés au niveau de l'interprétation des résultats. De plus, avec une recharge variable, il serait très difficile d'identifier l'effet des propriétés capillaires (perméabilité) et de la distribution spatiale des matériaux sur les processus de transfert impliqué dans la génération de DMA. La valeur d'infiltration imposée (350 mm/an) représente uniquement un climat tempéré où la précipitation et l'infiltration sont importantes. Cette valeur unique de recharge limite la représentativité des résultats aux conditions climatiques similaires.

La saturation en eau qui permet cette infiltration variée d'un cas à l'autre selon les matériaux considérés dans chaque cas et le mode de dépôt de la halde (tableau 5.2). Une température de 5 °C est imposée à la surface et considérée constante et une fraction masse d'oxygène dans l'air (0.2315) sont aussi imposées aux éléments limites (figure 5.2). La pression atmosphérique à la surface est fixée à 100 kPa et un profil de pression est imposé à la bordure en équilibre hydrostatique. Ces conditions limites sont les mêmes conditions initiales utilisées au début de chaque simulation. La fraction de masse de la pyrite est de 0.07 et la densité de solide est estimée à 2740 kg/m<sup>3</sup>. La constante volumétrique d'oxydation  $K_{ox}$  est de  $7.5 \times 10^{-7} (s^{-1})$  (Lefebvre 1994 ; Lefebvre et al. 2001b).

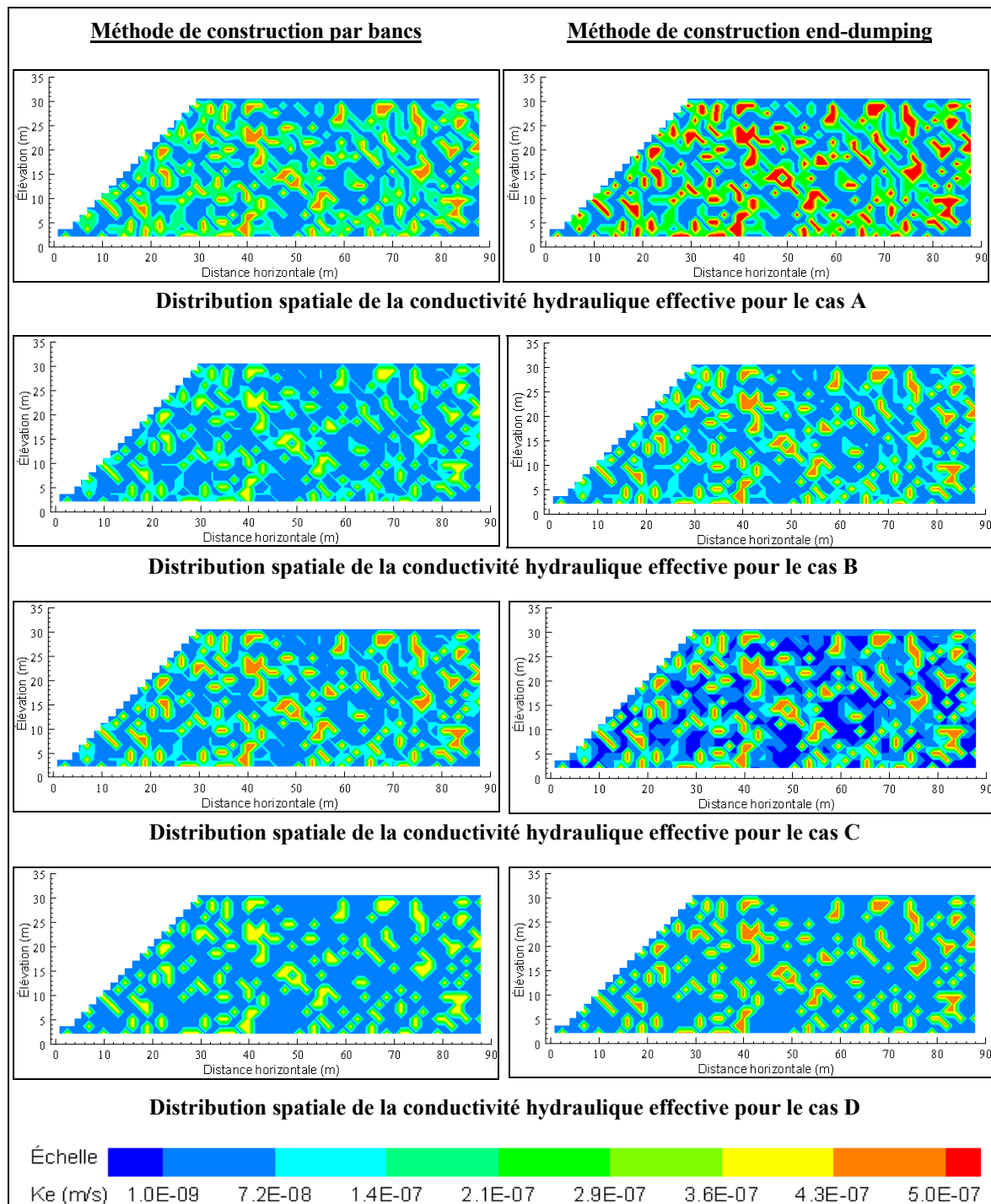


Figure 5.3. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective à saturation en eau moyenne pour les cas de simulation A, B, C et D en mode de dépôt par bancs et end dumping, suivant la troisième distribution spatiale des matériaux T3

Le tableau 5.4 regroupe les valeurs de la conductivité effective calculée à saturation en eau moyenne pour les cas A, B, D et le cas de référence C, suivant la troisième distribution spatiale des matériaux (tirage T3). Ces valeurs contrôlent la capacité d'infiltration relative de l'eau dans les différents matériaux. Lahmira et al. (chapitre 4) explique la façon suivant laquelle la saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ ) et la conductivité effective à  $S_{wm}$  ont été estimées.

Tableau 5.4. Conductivité hydraulique effective  $K_e$  (m/s) calculée à saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ ) des différents matériaux suivant la distribution spatiale T3 des matériaux

Matériaux	Méthodes de construction	Cas A		Cas B		Cas C		Cas D	
		$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$	$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$	$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$	$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$
Grossier	Bancs	0.19	$1.34 \times 10^{-09}$	0.21	$1.67 \times 10^{-09}$	0.20	$2.21 \times 10^{-08}$	0.21	$5.10 \times 10^{-09}$
	End-dumping	0.18	$1.46 \times 10^{-09}$	0.20	$2.04 \times 10^{-09}$	0.19	$3.87 \times 10^{-09}$	0.19	$4.50 \times 10^{-09}$
Intermédiaire	Bancs	0.32	$3.46 \times 10^{-08}$	0.34	$3.85 \times 10^{-08}$	0.28	$2.68 \times 10^{-08}$	0.29	$2.30 \times 10^{-08}$
	End-dumping	0.31	$4.99 \times 10^{-08}$	0.33	$4.97 \times 10^{-08}$	0.26	$2.41 \times 10^{-09}$	0.27	$1.65 \times 10^{-08}$
Fin	Bancs	0.46	$3.27 \times 10^{-07}$	0.49	$1.34 \times 10^{-07}$	0.35	$8.29 \times 10^{-08}$	0.38	$3.97 \times 10^{-08}$
	End-dumping	0.44	$4.31 \times 10^{-07}$	0.47	$1.66 \times 10^{-07}$	0.33	$7.36 \times 10^{-08}$	0.35	$3.81 \times 10^{-08}$
Très fin	Bancs	0.58	$3.72 \times 10^{-07}$	0.61	$3.06 \times 10^{-07}$	0.50	$4.66 \times 10^{-07}$	0.51	$4.22 \times 10^{-07}$
	End-dumping	0.55	$4.77 \times 10^{-07}$	0.58	$3.83 \times 10^{-07}$	0.47	$4.86 \times 10^{-07}$	0.49	$4.66 \times 10^{-07}$

\* $S_{wm}$  est la saturation en eau moyenne du matériau  $i$  ( $i =$  Grossier, Intermédiaire, Fin, Très Fin) en conditions hydrostatiques

## 5.3 RÉSULTATS DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES

### 5.3.1 Effet de la distribution spatiale aléatoire des matériaux

Les figures 5.4, 5.5 et 5.6 résument les principaux résultats obtenus après 10 ans de simulation, respectivement pour les tirages T1, T2 et T3 (cas de base) de la distribution spatiale des quatre types de matériaux dans la halde (figure 5.1), pour l'anisotropie reliée aux deux modes de construction par bancs et par *end dumping*. Les résultats présentés montrent les conditions physiques et les processus de transfert les plus importants dans les haldes à stériles en relation avec la production de DMA : a) la saturation en eau et le

flux d'eau liquide, b) la température et les voies de circulation de la phase gazeuse, et c) la fraction de masse d'oxygène et le flux de masse total d'oxygène. D'autres conditions et processus ont été illustrés pour le cas de base par Lahmira et al. (Chapitre 4). Puisque ces processus de transfert ont été décrits pour le cas de base, l'emphase est mise ici sur les différences de conditions physiques et de processus de transfert qui résultent simplement de l'effet aléatoire du placement des matériaux dans les haldes. Donc, les conditions relatives et les processus de transfert seront comparés pour la distribution spatiale du tirage T3 (cas de base, figure 5.6) par rapport à celles obtenues pour les tirages T1 (figure 5.4) et T2 (figure 5.6).

Pour les conditions de saturation en eau et d'infiltration d'eau liquide (partie (a) des figures 5.4, 5.5 et 5.6), la distribution spatiale de la saturation en eau et l'amplitude des vecteurs de flux de masse d'eau varient d'un cas à l'autre. Cette variation est causée par l'emplacement et la juxtaposition des matériaux fins qui assurent l'écoulement d'eau. La distribution spatiale T2 (figure 5.5) se caractérise par plus d'éléments fins près de la bordure que les distributions T1 (figure 5.4) et T3 (figure 5.6) dans l'ordre. Cette particularité du tirage T2 induit une saturation élevée et un flux important d'eau (figure 5.5a) près de la bordure de la halde. La présence de plus fortes saturations en eau en bordure de la halde aura pour effet de réduire l'entrée d'air et l'apport d'oxygène, ce qui induira une plus faible réactivité globale et des températures inférieures.

Au niveau de la distribution de la température, (partie (b) des figures 5.4, 5.5 et 5.6), les deux distributions spatiales avec plus d'éléments fins et très fins en bordure de la halde, T1 et T2, montrent des températures maximales plus faibles de (60 °C, 58 °C) et (54 °C, 59 °C) en mode de dépôt par bancs et *end dumping*, respectivement (figure 5.4b, 5.5b), alors que la distribution T3 (cas de base) montre des températures plus élevées de l'ordre de 65 °C et 59 °C en mode dépôt par bancs et *end dumping*, respectivement (figure 5.6b). La zone la plus chaude pour les distributions T1 et T2 (figures 5.4b, 5.5b) se trouve un peu plus bas par rapport à la distribution T3 (figure 5.6b). Ceci s'explique par l'importance relative du transfert de la chaleur par advection d'eau qui transporte une quantité importante de chaleur le long de son cheminement vers le bas.

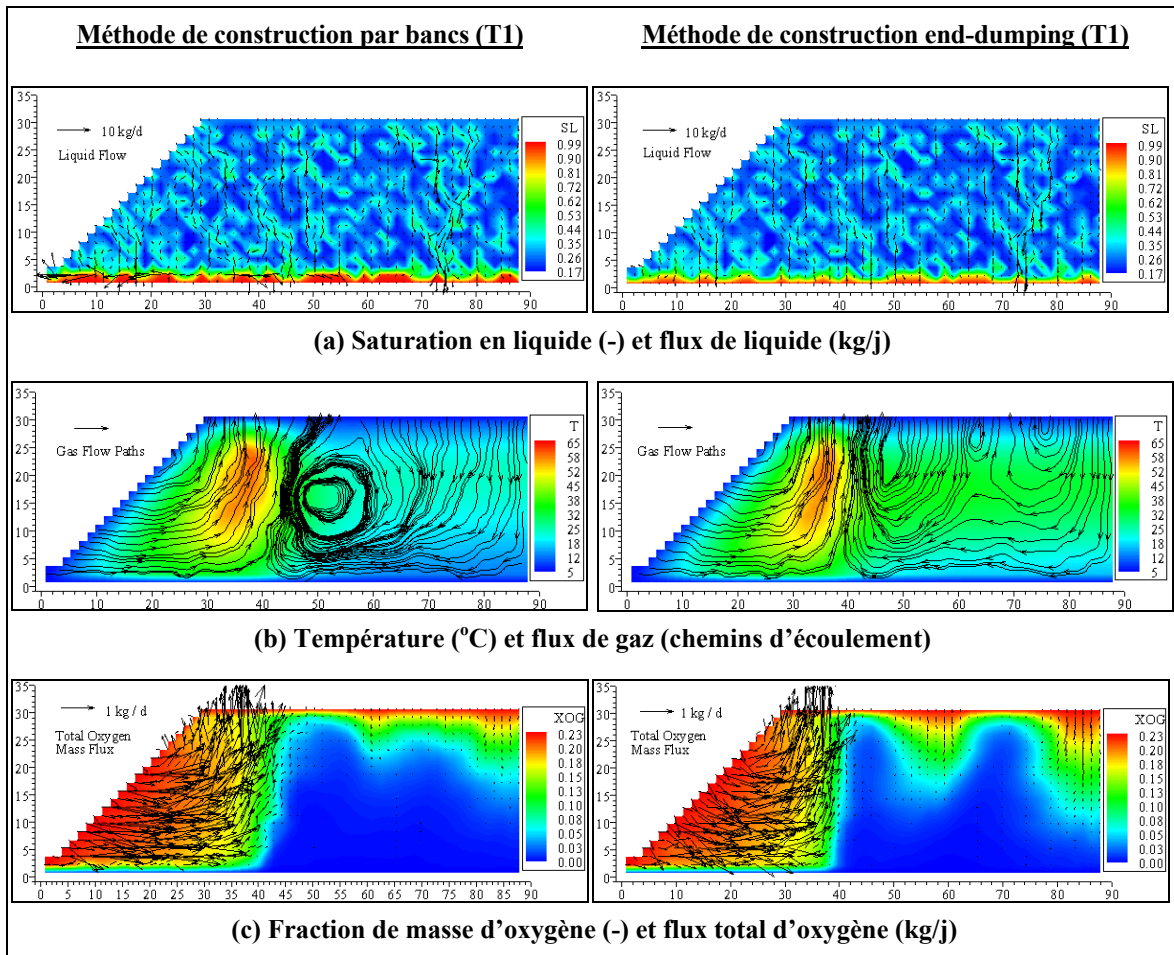


Figure 5.4. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation en mode de construction par bancs et end-dumping, suivant la première distribution spatiale de matériaux (Tirage T1)

Dans le cas où la température est plus élevée (distribution T3, figure 5.6), ce transport advectif de chaleur vers le bas causé par l'infiltration d'eau est contré par une forte advection de vapeur d'eau vers le haut qui transporte une importante quantité de chaleur. Ces effets relatifs et en sens contraires du transport advectif de chaleur par l'eau liquide et la vapeur d'eau déterminent l'élévation du maximum thermique dans la halde. Le mouvement de la vapeur dépend de la température, du mouvement d'air et de l'intensité de convection. La quantité de la vapeur d'eau produite est plus importante dans le cas de référence (T3) que les deux distributions spatiales T1 et T2 dans l'ordre. L'importance de ce transfert est liée à l'intensité de la convection et dépend aussi de la pression partielle de la vapeur d'eau et de la pression de saturation.

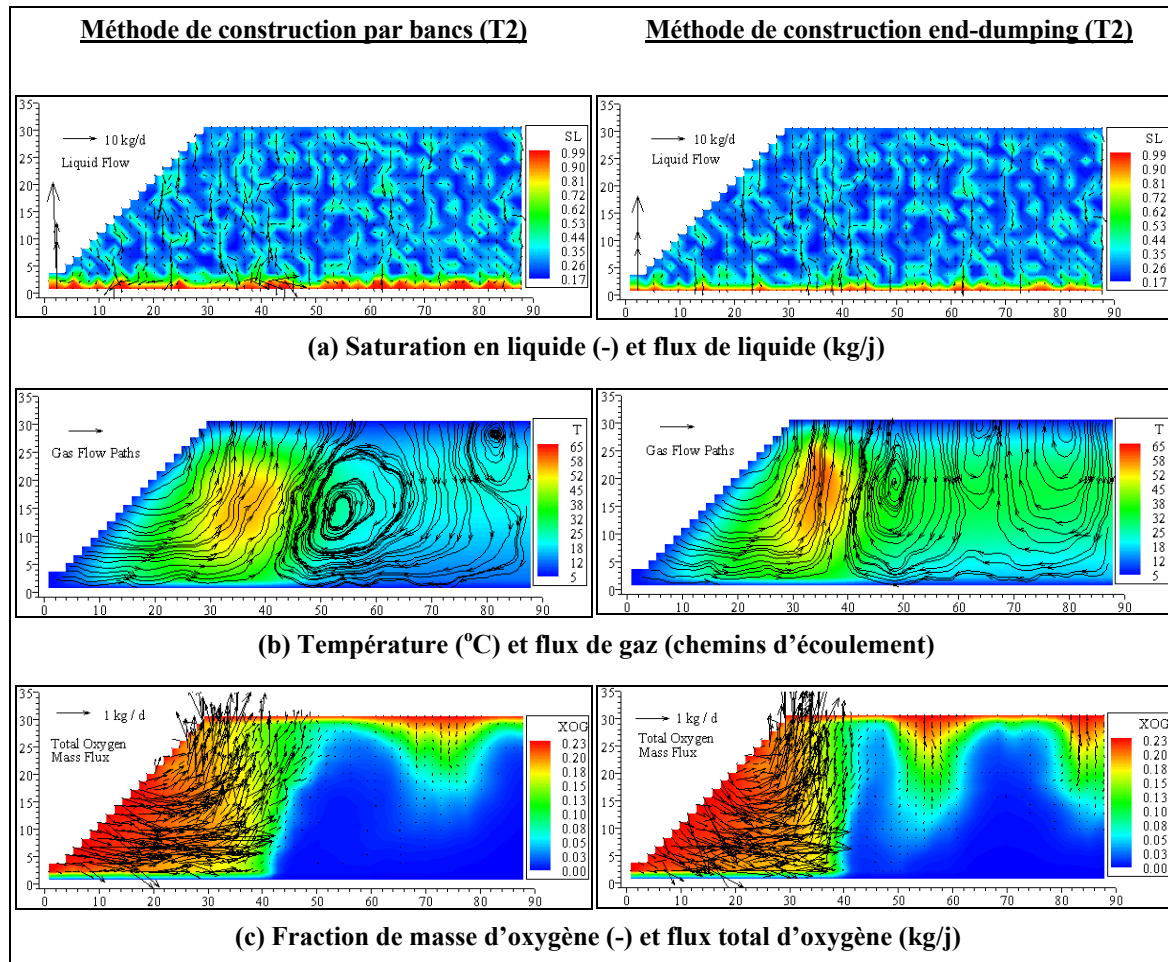


Figure 5.5. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation en mode de construction par bancs et end-dumping, suivant la deuxième distribution spatiale de matériaux (Tirage T2)

Au niveau de la distribution des concentrations et des flux d'oxygène (partie (c) des figures 5.4, 5.5 et 5.6), des différences notables sont apparentes. La production de DMA qui dépend de l'apport et des concentrations d'oxygène est plus importante dans le cas de base (T3) (figure 5.6) par rapport aux distributions T1 et T2 (figures 5.4 et 5.5). Ces conditions favorables au DMA pour la distribution T3 découlent des phénomènes de transfert couplés agissant dans les haldes. Une plus grande perméabilité effective à l'air en bordure de la halde pour la distribution T3 résulte de l'absence de matériaux fins qui ont des saturations en eau plus élevées. Ceci facilite l'apport d'air et d'oxygène dans la halde, qui induit de plus grande température, favorisant encore plus la convection thermique des gaz et l'apport d'oxygène dans la halde (Lahmira et al. – chapitre 4).



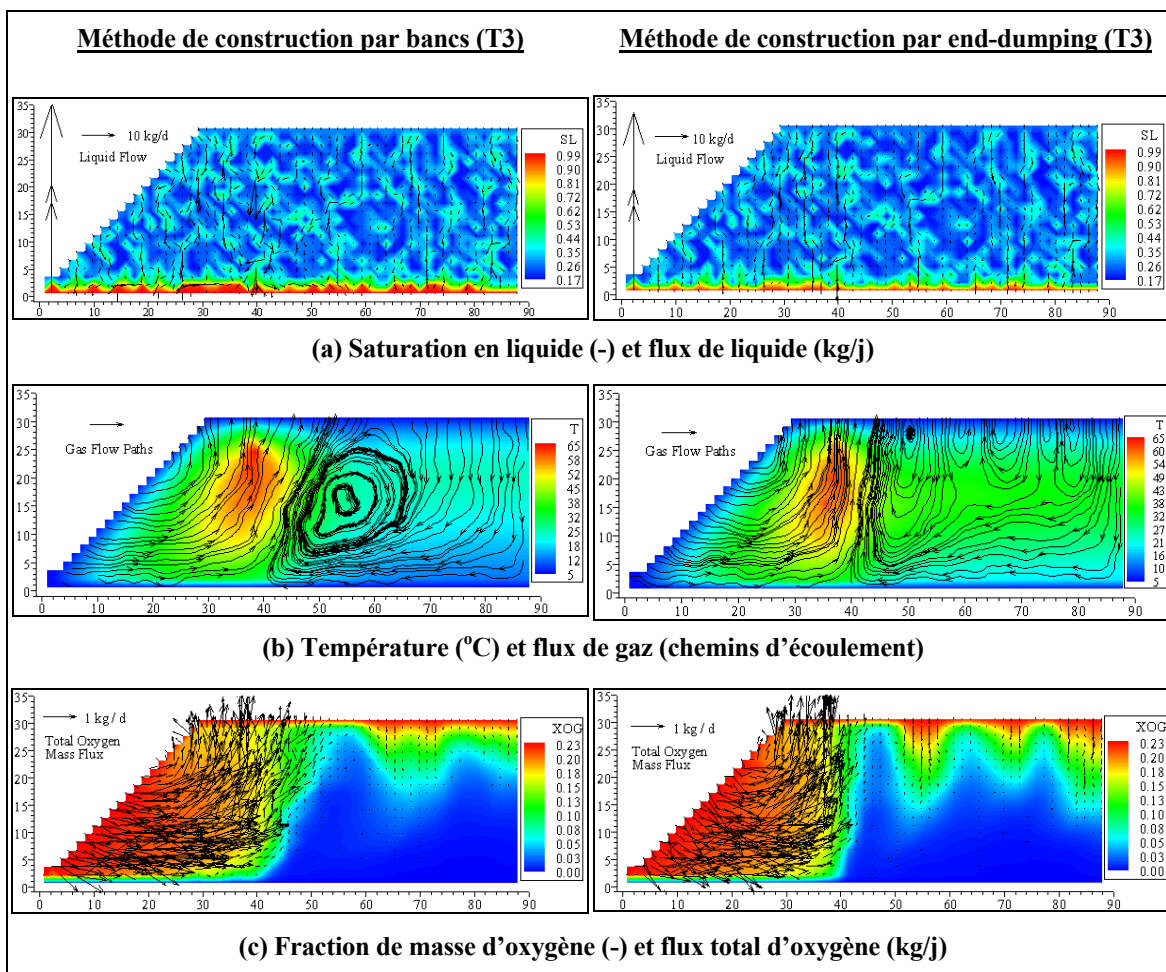


Figure 5.6. Résultats de simulation obtenus après 10 ans de simulation pour le cas hétérogène de base (Cas C) en mode de construction par bancs et end-dumping, suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3)

Les simulations avec des distributions aléatoires de matériaux montrent que le comportement d'une halde peut être affecté significativement par cette distribution, qui est particulièrement importante en bordure de la halde. Les distributions spatiales T1 et T2 montrent des flux d'eau plus importants et moins de convection et d'entrée d'air près de la bordure que le cas de base (T3) à cause de la présence aléatoire de plus de matériaux fins et très fins en bordure de la halde. Ainsi, les températures pour les distributions T1 et T2 (figure 5.4b, 5.5b) montrent des valeurs moins importantes par rapport au cas de référence T3 (figure 5.6b), ce qui induit une circulation d'air et des flux et des concentrations d'oxygène moindres pour T1 et T2 (figures 5.4c et 5.5c) par rapport à T3 (figure 5.6c). Puisque l'oxygène est consommé par l'oxydation de la pyrite lors de son

transport dans la phase gazeuse dans la halde, les flux d'oxygène inférieurs pour les distributions spatiales T1 et T2 font en sorte que les fronts des concentrations en oxygène sont moins avancés dans la halde que pour le cas de base T3 (figure 5.6c).

### **5.3.2 Effet de l'étalement des propriétés des matériaux**

Tel que mentionné à la section 5.2 décrivant l'approche utilisée, différentes distributions des propriétés des quatre types de matériaux ont été utilisées pour évaluer leur effet sur les processus de transfert dans les haldes. Les quatre cas considérés visent à définir l'importance de la perméabilité minimale des différents types de matériaux, du degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des propriétés, et finalement de la perméabilité globale de la combinaison de matériaux. Les résultats pour le cas C correspondant au cas de base ne seront pas montrés à nouveau dans cette section puisqu'ils sont documentés à la figure 5.6. Dans les sous-sections suivantes, la discussion vise à interpréter les résultats des simulations obtenus pour les cas A, B et D. Le cas A est celui dont les matériaux sont les plus perméables et le plus grand étalement de propriétés alors que le cas B est celui dont les matériaux sont les moins perméables. Le cas D est celui dont les propriétés sont intermédiaires entre celles des autres cas.

#### ***5.3.2.1 Conditions et processus de transfert dans la halde***

La figure 5.7 illustre les résultats obtenus après 10 ans de simulation, pour le cas D. Par rapport au cas de base (Cas C), le cas D possède des matériaux dont la perméabilité est un peu plus faible (d'un facteur de 0.7) que celles du cas C et un étalement semblable de la perméabilité des matériaux (facteur 10 entre la perméabilité du matériel grossier par rapport au matériel très fin) (tableaux 5.1 et 5.2). Puisque la perméabilité des matériaux du cas D s'étale un peu plus sur des valeurs faibles par rapport au cas de base (C), le système retient plus d'eau pour permettre la même infiltration, causant une augmentation générale de la saturation en eau qui est cependant difficile à déceler à cause de l'hétérogénéité des matériaux (figure 5.7a comparée avec la figure 5.6a). Pour le cas D, les températures maximales obtenues après 10 ans sont de l'ordre de 51 °C et 42 °C en mode de dépôt par

bancs et *end dumping*, respectivement (figure 5.7b). Ces valeurs sont relativement faibles par rapport au cas C où la température maximale après 10 ans de simulation est de 65 °C et 59 °C en mode de dépôt par bancs et *end dumping*, respectivement (figure 5.6b). Enfin, les flux et les concentrations d'oxygène pour le cas D sont moindres que celles du cas C (figure 5.7c comparée avec la figure 5.6c).

Les résultats de simulation pour le cas D montrent qu'une réduction générale de la perméabilité des matériaux d'un facteur relativement modéré (0.7) est suffisante pour modifier les processus de transfert. La réduction de la perméabilité des matériaux et l'augmentation de la saturation en eau réduisent la capacité de circulation des gaz dans le cas D. Ceci fait en sorte que l'entrée d'air est moindre en bordure de la halde, ce qui réduit l'apport d'oxygène et le taux global d'oxydation, entraînant une réduction de la température et donc moins de convection thermique des gaz. La zone la plus chaude est aussi plus basse dans le cas D (figure 5.7b) que le cas C (figure 5.6b), à cause de l'effet relatif du transfert advectif de chaleur vers le bas avec l'infiltration d'eau qui est en sens inverse du transfert advectif de chaleur vers le haut par la phase gazeuse, tel que discuté précédemment.

Dans le cas D, il y a une quasi-absence de cellules secondaires de convection par rapport au cas C, même pour le mode de construction par *end dumping*, et ainsi peu d'oxygène apporté à partir de sa surface. Cette constatation indique que la formation des cellules secondaires de convection est étroitement liée à la plage de variation de la perméabilité, en plus de l'anisotropie. La formation de cellules secondaires semble nécessiter des cheminements préférentiels de gaz dans des matériaux grossiers très perméables et l'apport suffisant d'oxygène pour augmenter la température interne de la halde et soutenir la convection thermique des gaz (figure 5.6b et 5.6c). Nous allons aussi vérifier avec les autres cas si la plage de variation de la perméabilité des matériaux de même que la perméabilité homogène équivalente peuvent influencer la formation de ces cellules secondaires de convection.

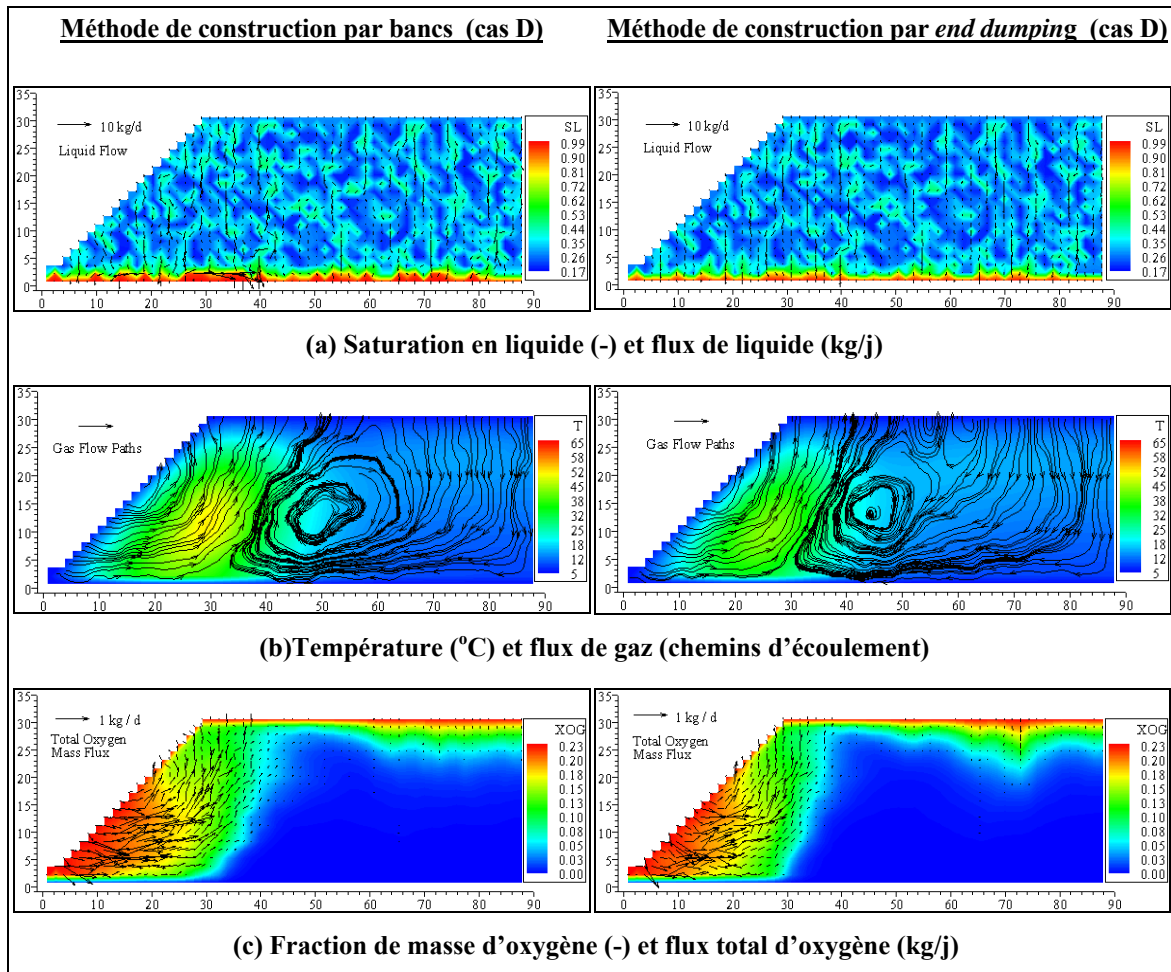


Figure 5.7. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas D, en mode de dépôt par bancs et *end dumping*, suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3)

Pour le cas A, les matériaux grossiers sont aussi perméables que pour le cas C, mais la perméabilité des autres matériaux est plus faible, ce qui fait que le cas A est le plus hétérogène des cas simulés (tableau 5.1). La perméabilité homogène équivalente pour le cas A est cependant un peu plus élevée que celle du cas D discuté précédemment (tableau 5.2). La figure 5.8 montre les conditions obtenues après 10 ans de simulation pour le cas A. Même si la perméabilité homogène équivalente du cas A est supérieure à celle du cas D discuté précédemment, le fait que les matériaux fins et très fins de ce cas soient encore moins perméables (tableau 5.1) fait en sorte que la saturation en eau est encore plus élevée dans les cheminements préférentiels constitués de matériaux fins et très fins (comparer la figure 5.8a avec la figure 5.7a).

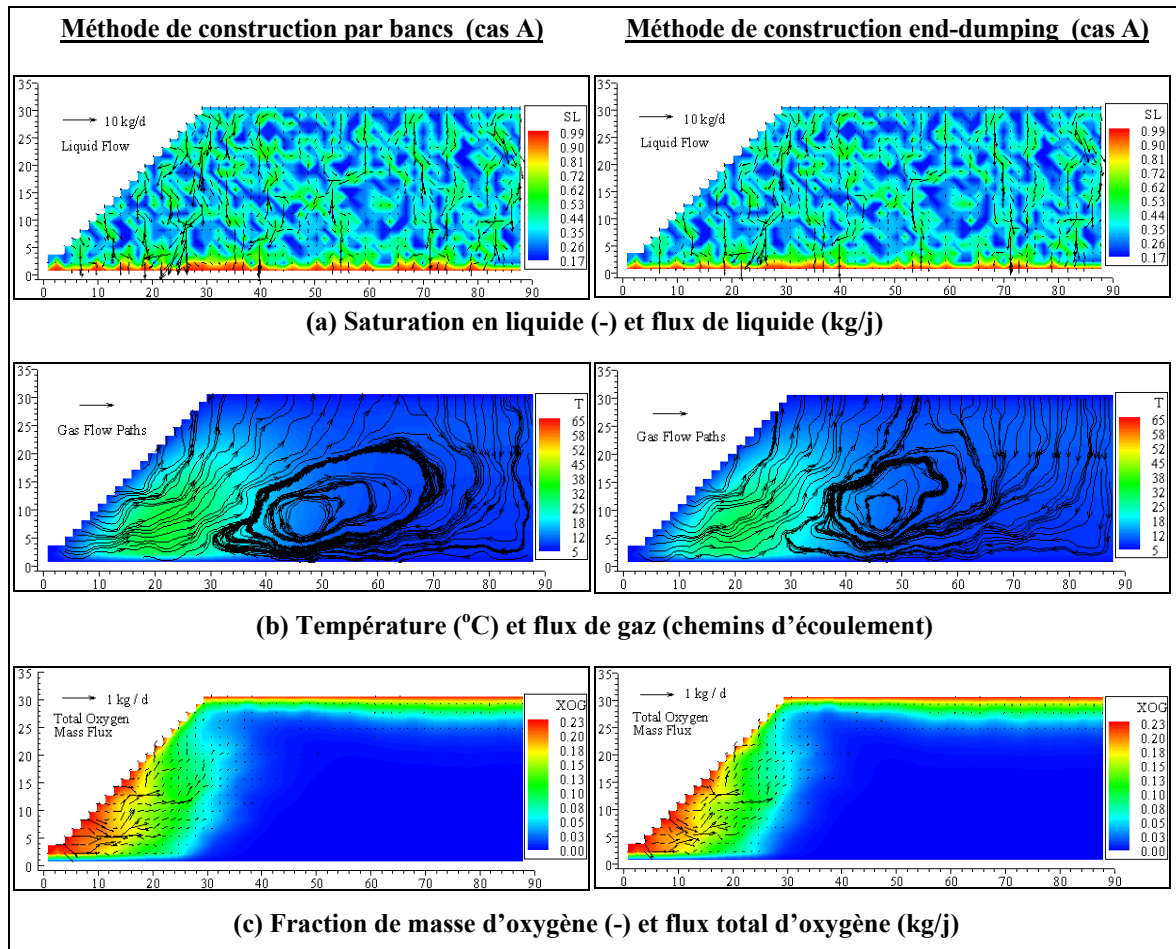


Figure 5.8. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas A, en mode de dépôt par bancs et *end dumping*, suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3)

À cause de l'étalement des valeurs de perméabilité entre les matériaux grossiers et très fins, pour le cas A les flux de liquide sont plus importants parce qu'ils sont encore plus restreints aux matériaux fins et très fins que pour le cas D (figure 5.7a) et le cas C (figure 5.6a). Les cheminements préférentiels empruntés par l'eau liquide dans les matériaux fins et très fins où la saturation est très élevée constituent des obstacles à la circulation des gaz dans le système. Cette situation réduit l'apport potentiel d'air et d'oxygène dans le système, ce qui limite l'oxydation, la production de chaleur et conséquemment la convection thermique de gaz.

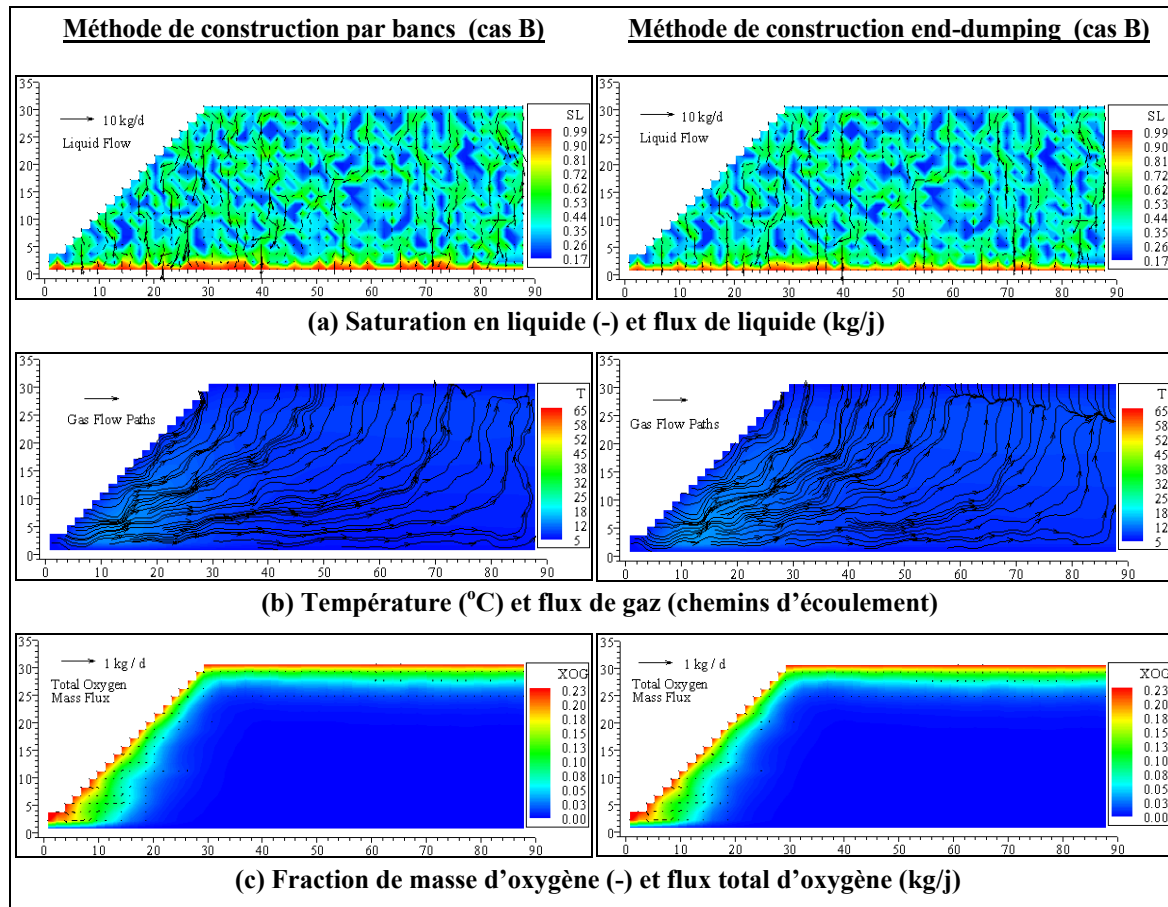


Figure 5.9. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas B, en mode de dépôt par bancs et *end dumping*, suivant la troisième distribution spatiale de matériaux (T3)

Le cas A montre des températures de l'ordre de 31 °C et 28 °C pour le mode de dépôt par bancs et *end dumping*, respectivement (figure 5.8b). Ces températures ne représentent que la moitié de celles obtenues pour le cas C (cas de base, figure 5.6b) et même une nette réduction par rapport au cas D (figure 5.7b). Comme pour le cas D, malgré la présence de matériel grossier plus perméable, il y a absence des cellules secondaires de convection près de la surface de la halde pour le cas A (figure 5.8b). De plus, la zone la plus chaude se trouve quasiment au pied de la bordure de la halde pour le cas A, ce qui reflète le transfert de chaleur advectif dominant par l'infiltration d'eau liquide. L'apport d'oxygène se limite à la bordure de la halde et ne pénètre pas profondément (figure 5.8c), ce qui empêche l'avancement du front d'oxydation vers le cœur de la halde.

Le dernier cas considéré, le cas B est celui dont les matériaux ont les perméabilités les plus faibles, ce qui fait en sorte que la perméabilité homogène équivalente est aussi la plus faible (tableaux 5.1 et 5.2). Les résultats de simulation obtenus montrent clairement le rôle important des éléments fins et très fins de faible perméabilité sur la saturation en eau qui est la plus élevée par rapport à tous les cas simulés (comparer les figures 5.9a, 5.8a, 5.7a et 5.6a), grâce à leur forte capacité de rétention. Encore plus que pour les cas D et A, pour le cas B il y a peu d'espace poreux disponible pour la circulation de gaz qui est limitée par la présence de chemins préférentiels continus ayant de fortes saturations. La circulation très limitée de gaz pour le cas B fait en sorte que l'apport d'oxygène est très limité et que la température augmente très faiblement. Les températures obtenues sont très faibles par rapport autres cas précédents, après 10 ans de simulations, les températures maximales obtenues sont de l'ordre de 14 °C (figure 5.9b). Cette température reflète bien un taux d'oxydation très faible qui ne permet pas de produire une quantité de chaleur suffisante pour déclencher le mécanisme de convection. On observe ainsi des patrons de circulation des gaz très simples de la bordure vers la surface de la halde et l'absence de cellules principale ou secondaire de convection (figure 5.9b). Le peu de chaleur produite est dissipée dans sa quasi-totalité par conduction et aussi par advection le long des chemins d'écoulement préférentiel d'eau. Cette situation affecte directement l'apport d'oxygène nécessaire pour soutenir le processus d'oxydation (figure 5.9c). La très faible convection fait en sorte que la diffusion est un mécanisme d'apport d'oxygène relativement significatif pour le cas B, mais pas dans les autres cas où la convection est le mécanisme dominant.

### ***5.3.2.2 Évolution des conditions moyennes dans le temps***

Le suivi des conditions moyennes simulées dans le temps donne une vue globale sur l'évolution du comportement d'une halde et permet une comparaison entre les différents scénarios de simulation. Après chaque pas de temps  $t$  et dans chaque élément  $i$ , TOUGH AMD calcule les conditions  $Y_t^i$  représentant l'état du système en termes de température, fraction d'oxygène, taux d'oxydation et fraction de pyrite restante. Après un temps donné  $t$ , les conditions moyennes sont obtenues de la relation suivante :

$$YM_t = \frac{\sum_N Y_t^i \cdot V^i}{\sum_N V^i} \quad [5.1]$$

N est le nombre des éléments du maillage,  $YM_t$  est la moyenne pour l'ensemble de la halde de la condition  $Y$  calculée après un temps  $t$  dans chaque élément du maillage ( $i$ ),  $V^i$  est le volume d'élément du maillage.

La figure 5.10 montre l'évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas de simulation A, B, C et D. Nous nous intéressons aux conditions qui donnent de bonnes indications sur le taux de production de DMA telles que la température, la fraction de pyrite non oxydée, la concentration en oxygène et le taux d'oxydation volumique. La figure 5.10 montre que le cas de base (cas C) atteint les valeurs les plus élevées en termes de température moyenne, taux d'oxydation et fraction de masse d'oxygène. Une particularité du cas C est aussi l'irrégularité des concentrations en oxygène et du taux d'oxydation. Les variations sont causées par la variabilité de la position et de l'importance des cellules secondaires de convection, particulièrement par rapport à l'évolution dans le temps de la position de la zone avec des températures maximales vers l'intérieur de la halde. Ces cellules secondaires se développent surtout pour le mode de déposition par *end dumping*. Il y a peu d'irrégularités dans les courbes pour les autres cas simulés.

La figure 5.10 montre que l'évolution des conditions moyennes dans le temps est cohérente par rapport aux conditions décrites après 10 ans de simulation. Ainsi, le cas D qui a une distribution de propriétés des matériaux semblable à celle du cas C (cas de base), mais des perméabilités un peu plus faibles, présente des conditions moyennes (température, concentration en oxygène et taux d'oxydation) significativement moindres que celles obtenues pour le cas C. Malgré que le cas A simule des matériaux ayant une perméabilité homogène équivalente plus élevée que le cas D, le fait que les matériaux fins et très fins dans le cas A soient moins perméables fait en sorte que ce cas très hétérogène ne permet pas une bonne circulation de gaz, ce qui entraîne de faibles valeurs moyennes pour la température, la concentration en oxygène et le taux d'oxydation. Le cas B simule une hétérogénéité dont des matériaux fins et très fins trop peu perméables pour permettre



une circulation significative de gaz, ce qui fait que l'apport d'oxygène se fait par diffusion avec de très faibles températures et concentrations d'oxygène. Pour le cas C (cas de base), le mode de déposition par *end dumping* engendre de plus fortes températures et concentrations en oxygène que pour la déposition en bancs, indiquant que l'apport d'oxygène y est plus efficace. Ceci est attribué à la formation des cellules secondaires de convection qui ne sont importantes que pour le cas C avec déposition par *end dumping*. Pour les cas D et A, c'est le mode de déposition par bancs qui conduit à des températures, concentrations d'oxygène et taux d'oxydation plus importants que le mode de déposition par *end dumping*. Il n'y a pas de différence entre les modes de déposition pour le cas B où l'apport d'oxygène est dominé par la diffusion.

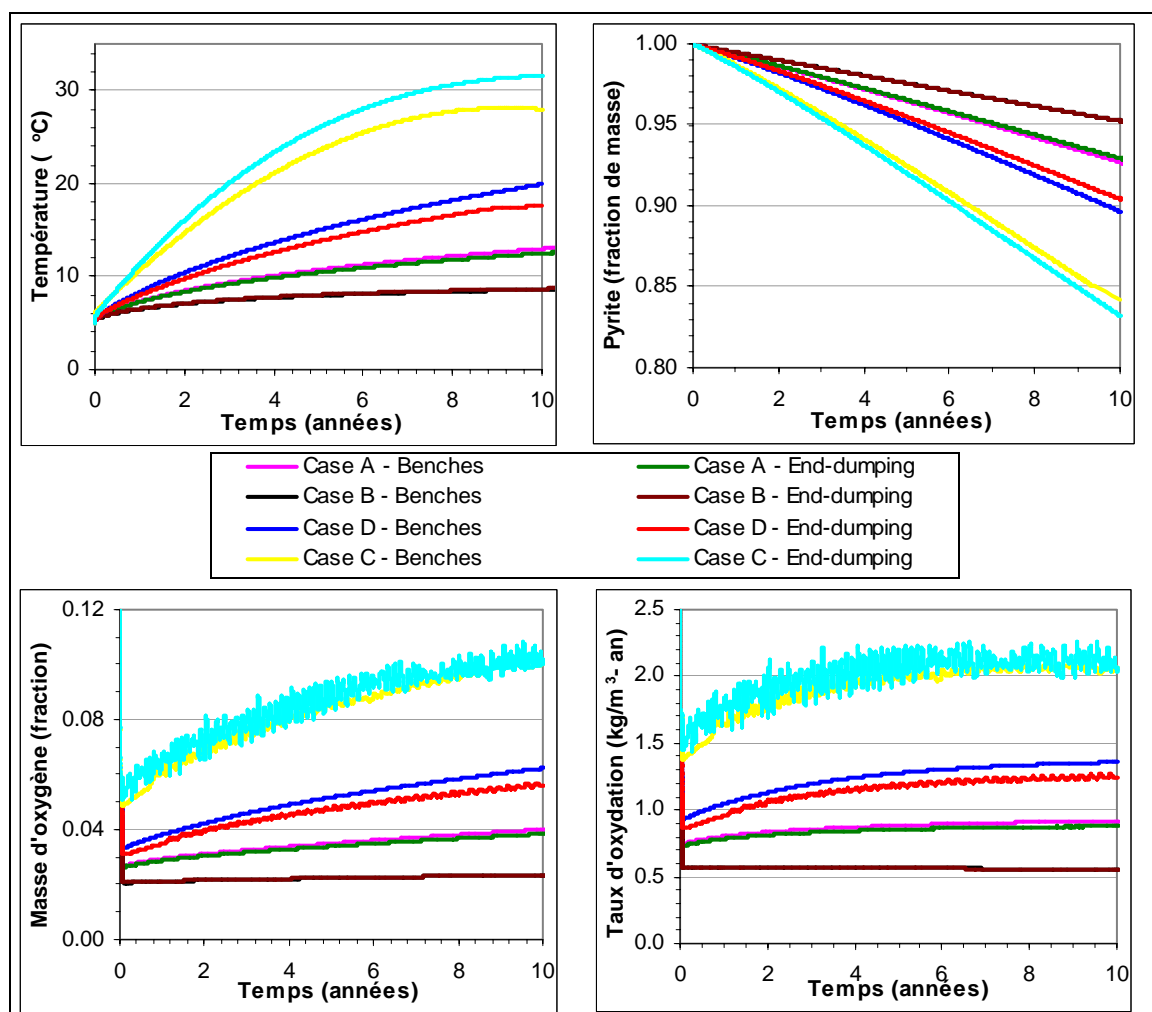


Figure 5.10. Évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas paramétriques A, B, D comparés au cas de référence (C), suivant la troisième distribution spatiale (T3)

## 5.4 CONCLUSIONS

Les processus impliqués dans la formation de drainage minier acide (DMA) dans les haldes à stériles sont nombreux, complexes et interdépendants. La modélisation numérique a été utilisée pour évaluer l'effet de l'hétérogénéité et de l'anisotropie sur ces processus, en évaluant plus spécifiquement les effets de la distribution spatiale des matériaux et des plages de propriétés des matériaux. La variation des propriétés ne représente pas toute la gamme des conditions qui peuvent être présentes dans les stériles. Les conditions utilisées font en sorte que les résultats obtenus ne sont représentatifs que des haldes à stériles très perméables, où la convection thermique des gaz est importante et produisant du DMA. La recharge constante de 350 mm/an utilisée dans notre modèle limite aussi les résultats à un climat tempéré où précipitation et infiltration sont fortes.

Les simulations ont d'abord porté sur l'étude de l'effet de la distribution aléatoire de quatre types de matériaux sur les processus de transfert. Les résultats ont montré que pour les mêmes propriétés que le cas de base C, des distributions aléatoires différentes des matériaux pouvaient faire en sorte de réduire la capacité de circulation d'air. La condition qui favorise la circulation d'air est l'absence d'une trop grande proportion de matériaux fins ou très fins près de la bordure de la halde. Les résultats montrent donc que le placement des matériaux peut engendrer des conditions différentes dans une halde, même avec les mêmes types de matériaux ayant les mêmes proportions et propriétés hydrauliques.

Des simulations ont ensuite été faites pour déterminer l'effet de l'étalement des propriétés des quatre types de matériaux considérés, pour la même distribution spatiale que le cas de base C (tirage T3). Le cas C (de base) mène à une convection thermique importante, tandis que tous les autres cas ont montré une circulation de gaz et une production de DMA moins importante. Cette différence se traduit par des températures maximales et des concentrations en oxygène moindres que pour le cas C. Le cas D avait un étalement semblable des valeurs de perméabilité des matériaux que le cas C, mais des valeurs plus faibles pour chaque type de matériaux. Les effets résultants ont été la réduction de la

circulation de gaz, qui a induit des températures et des concentrations en oxygène inférieures, mais aussi la disparition des cellules secondaires de convection. Le cas D montre tout de même un taux de production de DMA important. Le cas A possédant des matériaux grossiers aussi perméables que le cas C et une perméabilité homogène équivalente supérieure à celle du cas D a mené à beaucoup moins de circulation d'air et à des températures et concentrations en oxygène très limitées. Ce qui contrôle le comportement du cas A est la très forte hétérogénéité des matériaux et surtout la présence de matériaux fins et très fins peu perméables qui demeurent à de fortes saturations en eau et constituent des barrières à la circulation des gaz. Le cas A n'a pas non plus produit de cellules de convection secondaires. Enfin, la perméabilité des matériaux fins et très fins considérés dans le cas B ne permet pas le déclenchement d'une convection thermique significative, même si sa perméabilité homogène équivalente n'est même pas un ordre de grandeur sous celle du cas C (tableau 5.2).

Ces résultats démontrent que l'hétérogénéité joue un rôle encore plus déterminant sur le potentiel de circulation des gaz dans une halde que la magnitude de la perméabilité moyenne des matériaux. La perméabilité homogène équivalente du cas B où il n'y a pas de convection significative est de  $4 \times 10^{-10} \text{ m}^2$  (pour la déposition en bancs), ce qui est supérieur au seuil de  $10^{-10} \text{ m}^2$  proposé par Ritchie (1994) comme étant la valeur de perméabilité inférieure à laquelle la convection domine la diffusion en tant que mécanisme d'apport d'oxygène. Les résultats obtenus montrent aussi que pour une halde où il y a infiltration significative d'eau, l'effet du transport advectif de chaleur vers le bas par l'infiltration d'eau joue un rôle important pour limiter l'élévation de la température, tant que la circulation thermique de gaz vers le haut est limitée. Si une halde contient, naturellement ou par ajout, une proportion significative de matériaux fins peu perméables et à forte capacité de rétention d'eau, ceux-ci vont limiter significativement la circulation des gaz et conséquemment la capacité de production de DMA de la halde à stériles. Ces résultats soutiennent donc conceptuellement l'intérêt d'ajouter aux stériles des matériaux fins avec de grands contrastes de propriétés capillaires pour limiter la production de DMA (Wilson et al. 2000 2002).

L'évolution des conditions moyennes dans le temps montre le même type de comportement que les résultats de simulations après 10 ans de production de DMA. Pour le cas C (cas de base), le mode de déposition par *end dumping* engendre de plus fortes températures et concentrations en oxygène que pour la déposition en bancs, indiquant que l'apport d'oxygène y est plus efficace. Ceci est attribué à la formation des cellules de convection secondaires qui ne sont importantes que pour le cas C avec déposition par *end dumping*. Les cas D et A, montrent des conditions moyennes (température, concentration en oxygène, taux d'oxydation) un peu plus élevées en mode de dépôt par bancs qu'en mode de dépôt par *end dumping*. Dans le cas B, l'apport d'oxygène est dominé par la diffusion. Pour cette raison, ce cas simulé ne montre pas une différence entre les deux modes de dépôt (bancs et *end dumping*) en termes de conditions moyennes.

## **CHAPITRE 6**

### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 3 – EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ CHIMIQUE ET DES COUCHES COMPACTÉES**



## CHAPITRE 6

### **Effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles : 3 – Effet de l'hétérogénéité chimique et des couches compactées**

Belkacem Lahmira, René Lefebvre, Michel Aubertin et Bruno Bussière

#### RÉSUMÉ

En plus de l'hétérogénéité physique des haldes à stériles, l'hétérogénéité chimique peut avoir un effet sur le comportement de la halde selon la présence ou non de minéraux réactifs. De plus, le passage répété de la machinerie lourde lors de construction par bancs d'une halde engendre la création de couches compactées. Cet article poursuit les travaux de modélisation numérique avec TOUGH AMD sur l'effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert couplés agissant dans les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA). Le présent article examine les effets de l'hétérogénéité chimique et des couches compactées sur les processus impliqués dans la formation de DMA. L'hétérogénéité physique est représentée par les mêmes matériaux et la même distribution spatiale que dans un article précédent (chapitre 4). L'hétérogénéité chimique est représentée par une distribution aléatoire de deux constantes d'oxydation ( $0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$  et  $0.75 \times 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ ) afin d'évaluer l'effet de la présence de matériaux de forte et de faible réactivité dans la même halde. L'effet des couches compactées est représenté par la présence de trois couches horizontales de matériaux compactés à différentes élévations dans la halde. Finalement, l'ensemble des hétérogénéités est considéré dans le même système afin d'évaluer l'impact potentiel des effets combinés sur le comportement de la halde. Les résultats montrent que l'écoulement préférentiel des fluides (eau et gaz) est la règle plus que l'exception à cause de la nature hétérogène du système. Les effets principaux de l'hétérogénéité chimique sont un fort étalement du front d'oxydation à l'intérieur de la halde ainsi que des variations prononcées du taux d'oxydation. Les couches compactées retiennent plus d'eau et augmentent la saturation en eau au sein de la halde en raison de leur forte capacité de rétention d'eau. Les effets combinés se manifestent par une nette baisse au niveau du taux d'oxydation. Ces résultats montrent que pour minimiser le DMA il est préférable de mélanger les stériles avec des matériaux moins réactifs et de créer des couches compactées lors de la construction d'une halde.

## 6.1 INTRODUCTION

Les haldes à stériles se caractérisent souvent par une minéralogie et une géochimie très hétérogène, tout en contenant également des matériaux possédant une granulométrie très variable. Le risque environnemental causé par le drainage minier acide (DMA) est très difficile à évaluer sans procéder à des échantillonnages et analyses appropriés. Une des difficultés rencontrées est de faire un échantillonnage rapide et économique des proportions représentatives des matériaux pour évaluer le potentiel de production de DMA d'une halde donnée (Munroe et al. 1999). Cette difficulté découle en partie du peu d'information disponible sur l'histoire de construction de la plupart des haldes à stériles. Malgré le développement de plusieurs méthodes de caractérisation géochimique (U.S. Environmental Protection Agency 1986; British Columbia Acid Mine Drainage Task Force 1992; U.S. Environmental Protection Agency 1994; Herring et McLemore 1999), le coût associé à ces techniques est très élevé en raison de l'hétérogénéité chimique et physique des haldes à stériles (Munroe et al. 1999). Ces difficultés ont conduit à des approches alternatives de mesure *in situ* du taux de production de DMA dans les haldes existantes (e.g. Ritchie 1994). Même avec des estimations représentatives des taux actuels de production de DMA, une bonne compréhension des mécanismes de production et de drainage du lixiviat est requise pour être en mesure de prévoir la production de DMA à long terme et évaluer les effets potentiels de diverses alternatives de gestion sur la production de DMA.

Les études antérieures visant à évaluer la cinétique de production du DMA ont eu un degré de succès très varié (Sung et Morgane 1980; Wiersma et Rimstidt 1984; McKibben et Barnes 1986; Nicholson et al. 1988; Elberling et al. 1993; Rimstidt et Newcomb 1993; Williamson et Rimstidt 1994; Stromberg et Banwart 1999; Holmes et Crundwell 2000; Malmstrom et al. 2000, Brown et Glynn 2003; Roden 2004). La plupart des approches impliquent l'usage d'un coefficient permettant de calculer l'évolution de la surface des particules de sulfure et la température en fonction de taux d'oxydation relié à l'oxydant considéré (Evangelou et Zhang 1995; Holmes et Crundwell 2000; Blowes et al. 2003; Brantley 2003). Les modèles géochimiques peuvent aider à comprendre les mécanismes



de production du DMA et à mieux évaluer l'efficacité des stratégies potentielles de réhabilitation des sites miniers (Stromberg et Banwart 1994; Brown et Lowson 1997; Schneider et al. 2002; Eary et al. 2003). Des simulateurs permettant de représenter le transport réactif (MacQuarrie et Mayer 2005) ont été appliqués aux problématiques de l'oxydation des sulfures et de la production de DMA (par exemple MIN3P de Mayer et al. 2002, TOUGHREACT de Xu et al. 2006 et POLYMIN de Molson et al. 2005). Mayer et al. (2003) présentent une revue des approches de modélisation géochimiques reliées au DMA. Par leur nature, la plupart de ces modèles sont complexes et nécessitent des ressources de calcul et une expertise importantes (Molson et al. 2006).

La simulation numérique de la production de DMA dans les haldes à stériles a été généralement basée sur une distribution homogène des propriétés hydrauliques et géochimiques (Rogowski et al. 1977; Jaynes et al. 1984a 1984b; Lefebvre et al. 2001a, 2001b). D'autres travaux se sont basés sur une distribution générique pour simuler le transport réactif des effluents dans les sites miniers (Walter et al. 1994a 1994b; Gerke et al. 1998). Puisque les haldes à stériles sont connues pour la forte variabilité spatiale des propriétés physiques et chimiques, il est important d'évaluer l'effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert dans les haldes à stériles. Par exemple, la composition minéralogique peut être à l'origine d'une hétérogénéité chimique, par la présence de plusieurs sulfures de réactivité différente, ce qui peut influencer les taux d'oxydation et les concentrations des lixiviats générés (Gerke et al. 1998). Les effets principaux de l'hétérogénéité chimique semblent être un fort étalement de l'avant front d'oxydation, et des variations prononcées des concentrations dans toutes les zones-tampons (Gerke et al. 1998). En plus de l'hétérogénéité physico-chimique, les surfaces temporairement exposées aux conditions atmosphériques et les couches mécaniquement compactés peuvent aussi contribuer à la formation d'une hétérogénéité additionnelle. L'effet de telles couches horizontales sur l'écoulement d'eau est bien expliqué conceptuellement (Fala et al. 2005), mais ces travaux ne tiennent pas compte de l'écoulement multiphase dans ces systèmes, ce qui est encore plus complexe pour les couches compactées inclinées (Cifuentes 2005).

À l'aide de la simulation numérique, Lahmira et al. (Chapitre 4) ont montré les contrôles qu'exercent l'hétérogénéité et l'anisotropie sur les processus de transfert dans les haldes à stériles, tandis que Lahmira et al. (Chapitre 5) ont étudié l'effet de la variabilité de la distribution des propriétés relié au 1) placement des matériaux dans une halde lors de sa construction, et 2) degré d'hétérogénéité découlant de l'étalement des valeurs des propriétés des matériaux. Cet article présente les résultats de travaux dont les objectifs sont d'évaluer 1) l'effet de l'hétérogénéité chimique et de la variabilité spatiale de la réactivité des matériaux sur les processus de transfert et la génération de DMA, 2) l'effet des couches compactées sur l'écoulement des fluides et les processus de transfert et 3) l'effet combiné de l'hétérogénéité physique (distribution spatiale des matériaux) avec l'hétérogénéité chimique et la formation des couches compactées.

## 6.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE

Un facteur pouvant affecter le comportement environnemental des haldes à stériles est la composition minéralogique des matériaux. Divers minéraux présents dans les roches stériles sont susceptibles de réagir avec l'air et l'eau environnant. Ces minéraux ont différents degrés de réactivité et la répartition de cette réactivité n'est pas en général homogène. Puisque la cinétique de réaction dépend de la surface des minéraux sulfureux exposée, cela donne naissance à des zones d'oxydation à différentes cinétiques globales. La réaction de surface d'oxydation de la pyrite a une cinétique constante, mais les taux d'oxydation volumétriques peuvent varier de façon significative selon la nature de la pyrite (ou autres sulfures) et sa concentration (Sharer et al. 1993). Le cas C (cas de référence), qui a fait l'objet d'une interprétation détaillée dans le Chapitre 4, utilise une constante d'oxydation homogène ( $K_{ox} = 0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ) qui a permis de reproduire les conditions de température observées par Lefebvre (1994) dans la halde sud de la mine de Doyon (site de référence). Les travaux documentés dans cet article utilisent une suite de simulations paramétriques qui a pour but d'évaluer l'effet de l'hétérogénéité chimique sur les processus de transfert et la production de DMA. Il ne s'agit pas ici d'une représentation de la distribution spatiale réelle de différents sulfures dans une halde à stériles mais plutôt d'identifier l'effet de la réactivité des matériaux sur les processus de transfert

(principalement l'apport d'oxygène) dans une halde perméable, convectif et générateur de DMA. Ainsi, la réactivité est assignée indépendamment de la nature des matériaux, ce qui ne serait probablement pas le cas dans une halde réelle. Cette indépendance de la réactivité par rapport aux matériaux facilite cependant l'évaluation de l'effet uniquement de la variation spatiale de la réactivité.

Le premier cas E1 représente l'hétérogénéité chimique basée sur une distribution aléatoire de deux constantes d'oxydation, dont la première valeur ( $K_{ox} = 0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ) est la même que celle du cas de base, tandis que la deuxième valeur ( $K_{ox} = 0.75 \times 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ ) est beaucoup moindre. Ces deux constantes cinétiques permettront d'évaluer l'effet de la présence de matériaux de forte et de faible réactivité dans la même halde. Le deuxième cas E2 utilise une constante d'oxydation  $K_{ox}$  moyenne de l'ordre de  $3.75 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ . Le cas E2 est une représentation chimiquement homogène équivalente au cas E1. Cette équivalence est obtenue et représentée dans notre modèle par la moyenne des deux réactivités considérées dans le cas E1. L'hétérogénéité chimique (figure 6.1e) traitée ici est combinée toujours avec l'hétérogénéité physique suivant la même distribution spatiale (T3) des matériaux (figure 6.1c) et utilise les mêmes propriétés hydriques que le cas de base (Chapitre 4).

Les méthodes les plus courantes utilisées pour la construction des haldes à stériles impliquent une mise en place, à la benne ou au butoir, au sommet de l'empilement où ils sont déversés (*end dumping*) ou poussés (*push dumping*) vers la pente. Ces méthodes de construction favorisent une ségrégation des stériles (avec grano-classement). D'autre part, le passage répété de la machinerie lourde engendre la création d'une couche de matériaux densifiés en surface (Martin et al. 2005) qui persiste à l'intérieur de la halde durant son rehaussement (construction par bancs). Les éléments de la structure interne qui se développent durant la mise en place affectent l'accumulation et l'écoulement de l'eau dans la halde (Fala et al. 2005 ; Lahmira et al. 2007 ; Lahmira et al. chapitre 4). Les caractéristiques particulières de la structure interne de l'empilement sont toutefois propres à chaque site (selon la topographie du lieu et la granulométrie des stériles) et elles peuvent changer selon la nature et le volume des matériaux qu'on y entrepose et en fonction de l'évolution de la morphologie de la halde.

Le cas de simulation F2 a pour objectif d'illustrer l'influence des couches de matériaux compactés. Il s'agit de représenter l'effet global de ces couches compactées qui peuvent être créées par le passage répété de la machinerie lourde durant la construction des haldes à stériles. Puisque ces couches se caractérisent par une capacité de rétention d'eau plus élevée par rapport à l'ensemble de la halde à cause de leur granulométrie plus fine, elles peuvent affecter directement la circulation d'air et par conséquent l'apport d'oxygène et sa distribution au sein de la halde.

Pour fins de comparaison, nous avons gardé les mêmes propriétés et la même distribution des matériaux que le cas de référence (cas C) mais en considérant la présence de trois couches compactées (figure 6.1d). Enfin, le cas de simulation G regroupe l'ensemble des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) dans le but de d'explorer l'impact des effets combinés sur l'écoulement des fluides (eau, gaz) et les autres processus de transfert impliqués dans la génération de DMA. L'hétérogénéité chimique est représentée dans le modèle par une distribution aléatoire de la réactivité pour l'ensemble des matériaux dans le but de considérer la présence des matériaux réactifs et non réactifs dans le système (figure 1e). Afin de représenter l'effet des bancs compactés sur l'écoulement des fluides et la génération de DMA, l'existence de trois niveaux compactés a été pris en compte (figure 6.1d).

Le tableau 6.1 résume les propriétés de matériaux considérés dans le modèle pour représenter l'hétérogénéité physique ainsi que son modèle homogène équivalent. Les propriétés des matériaux (perméabilité) utilisées pour représenter l'hétérogénéité des haldes à stériles varient sur une gamme assez large, mais ces propriétés ne couvrent pas toute la gamme de variation de la perméabilité mais plutôt des systèmes perméables et producteur de DMA. Les propriétés utilisées représentent les haldes plutôt perméables où la convection thermique des gaz peut être importante. La représentation du modèle homogène équivalent a comme objectif de faire une validation par rapport aux travaux de Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001b). Le tableau 6.2 illustre les valeurs de la conductivité hydraulique effective calculée à saturation en eau moyenne pour l'ensemble de matériaux suivant la distribution illustrée à la figure 6.1c. La méthode suivant laquelle

la conductivité hydraulique effective et la saturation moyenne des matériaux ont été estimées est bien expliquée dans Lahmira et al. (Chapitre 4). Le tableau 6.3, résume les propriétés des matériaux utilisées dans le modèle pour représenter la présence des couches compactées.

Les propriétés capillaires déterminées à partir des courbes de rétention (Lefebvre et al. 2001 2002) ont été utilisées pour dériver les paramètres du modèle capillaire de van Genuchten (1980) et normalisées avec la même valeur de porosité et de saturation en eau résiduelle (figures 6.1a, 6.1b). La saturation en eau imposée à la surface pour obtenir l'infiltration cible de 350 mm/an a été calculée à partir de modèle de perméabilité relative relié au modèle capillaire de van Genuchten (1980). Les conditions limites (figure 6.2) sont tout d'abord, une infiltration d'eau constante est imposée à la surface permet d'obtenir une infiltration de 350 mm par an dans la halde (Lefebvre 1994). Cette valeur d'infiltration limite la validité des résultats à un climat tempéré où il y a d'assez fortes précipitation et infiltration. Dans notre cas, la saturation qui permet cette infiltration est de 0.266 en mode de dépôt par bancs et de 0.253 en mode de dépôt *end-dumping* (tableau 6.1). Une valeur de température constante (5 °C) et une fraction de masse d'oxygène dans l'air (0.2315) sont imposées aussi dans les éléments limites (figure 6.2). La pression atmosphérique à la surface est fixée à 100 kPa et un profil de pression est imposé à la bordure en équilibre hydrostatique. Les conditions initiales utilisées au début de la simulation sont une température de (5°C) et une fraction de masse d'oxygène dans l'air (0.2314) constante sur l'ensemble du domaine. La fraction de masse de la pyrite utilisée dans notre modèle est de 0.07 (Lefebvre 1994). Sur la base de cette valeur, la densité de solide est estimée à 2740 kg/m<sup>3</sup>. Le tableau 6.4 résume plus d'information sur les propriétés et les paramètres reliés au transfert de chaleur, écoulement des fluides, taux d'oxydation et diffusion de gaz. TOUGH AMD (Lefebvre et al. 2001b) est le simulateur utilisé dans cette étude. La géométrie est celle de la halde sud de la mine Doyon avec un maillage de 1.5 m par 1.5 m. Vu la nature grossière des matériaux, ce maillage permet une représentation globale de l'hétérogénéité physique des halde à stériles, car il ne s'agit pas ici de représenter la variation spatiale continue des matériaux ou la véritable structure interne des haldes à stériles.

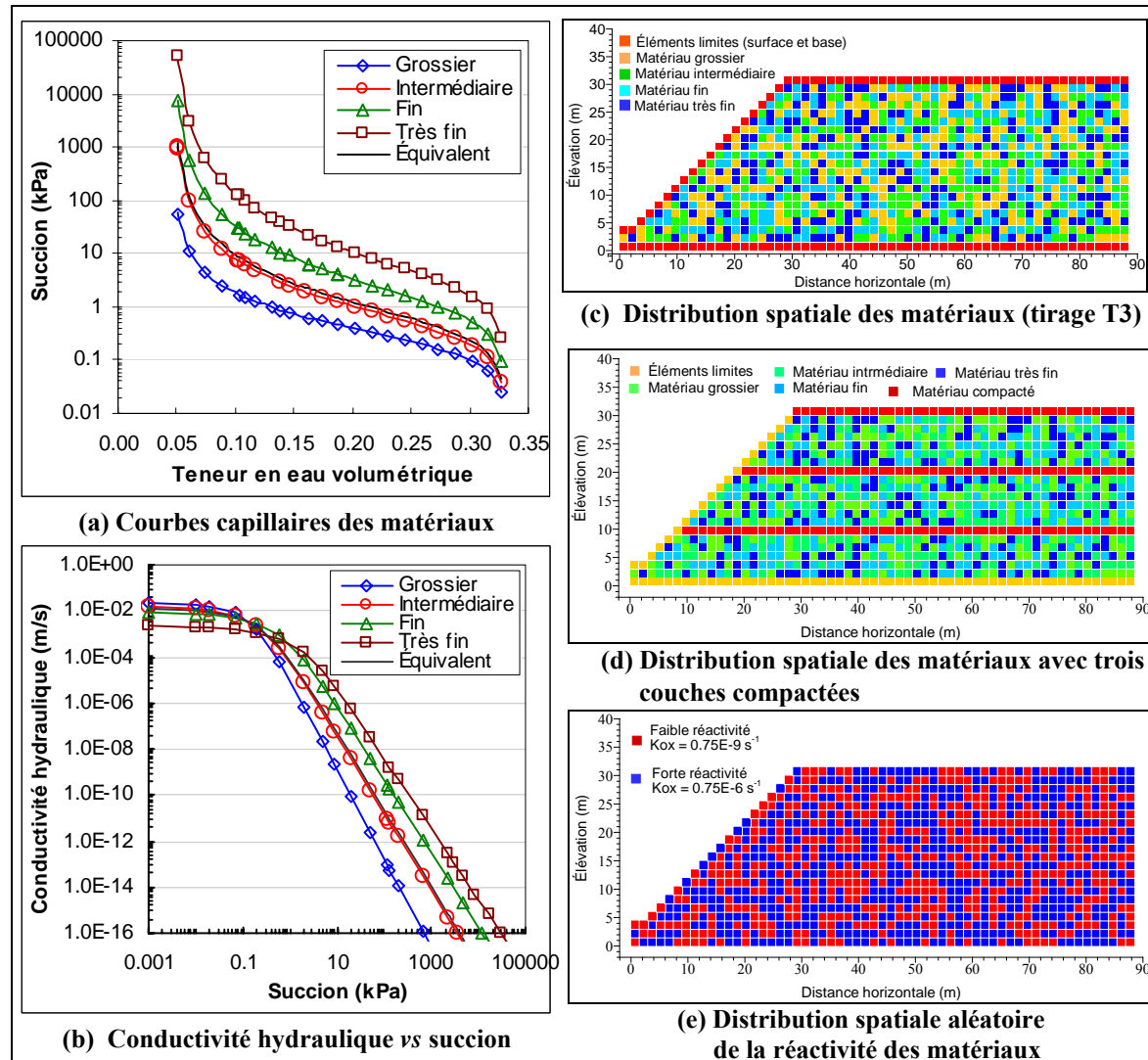


Figure 6.1. Propriétés capillaires, distribution spatiale des matériaux et distribution spatiale aléatoire de la réactivité des matériaux

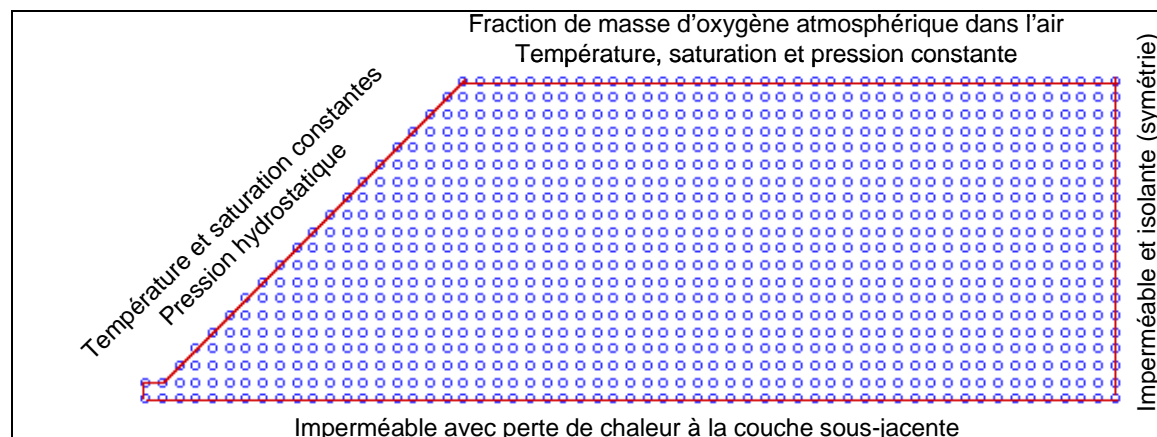


Figure 6.2. Conditions limites utilisées dans le modèle numérique pour les cas simulés

Tableau 6.1. Propriétés des matériaux utilisées dans le modèle

Types de matériaux à l'origine	Méthode de construction				Paramètres de van Genuchten		Saturation en eau à la surface	
	Bancs		End-dumping		$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	m (-)	Bancs	End-dumping
	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )				
<b>Grossier</b>	5.00x10 <sup>-09</sup>	2.50x10 <sup>-09</sup>	2.50x10 <sup>-09</sup>	5.00x10 <sup>-09</sup>	4.90	0.43		
<b>Intermédiaire</b>	3.50x10 <sup>-09</sup>	1.75x10 <sup>-09</sup>	1.75x10 <sup>-09</sup>	3.50x10 <sup>-09</sup>	2.70	0.35		
<b>Fin</b>	2.00x10 <sup>-09</sup>	1.00x10 <sup>-09</sup>	1.00x10 <sup>-09</sup>	2.00x10 <sup>-09</sup>	1.00	0.32		
<b>Très fin</b>	5.00x10 <sup>-10</sup>	2.50x10 <sup>-10</sup>	2.50x10 <sup>-10</sup>	5.00x10 <sup>-10</sup>	0.35	0.30		
<b>Matériau de surface</b>	2.75x10 <sup>-09</sup>	1.38x10 <sup>-09</sup>	1.38x10 <sup>-09</sup>	2.75x10 <sup>-09</sup>	2.24	0.35	0.266	0.253
<b>Homogène équivalent</b>	2.75x10 <sup>-09</sup>	1.38x10 <sup>-09</sup>	1.38x10 <sup>-09</sup>	2.75x10 <sup>-09</sup>	2.24	0.35	0.266	0.253

Tableau 6.2. Conductivités hydrauliques effectives ( $K_e$ ) calculées à saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ )

Type de système	Matériaux	Méthode de construction	Propriétés	
			$S_{wm}$	$K_{e(S_{wm})}$ (m/s)
Système hétérogène	<b>Grossier</b>	Bancs	0.20	2.21x10 <sup>-08</sup>
		End-dumping	0.19	3.87x10 <sup>-09</sup>
	<b>Intermédiaire</b>	Bancs	0.28	2.68x10 <sup>-08</sup>
		End-dumping	0.26	1.59x10 <sup>-08</sup>
	<b>Fin</b>	Bancs	0.35	8.29x10 <sup>-08</sup>
		End-dumping	0.33	7.36x10 <sup>-08</sup>
	<b>Très fin</b>	Bancs	0.50	4.66x10 <sup>-07</sup>
		End-dumping	0.47	4.86x10 <sup>-07</sup>
Système homogène équivalent	<b>Matériau équivalent</b>	Bancs	0.226	1.11x10 <sup>-08</sup>
		End-dumping	0.253	1.08x10 <sup>-08</sup>

Tableau 6.3. Propriétés des matériaux compactés utilisées dans le modèle pour représenter les couches compactées

Type de matériaux	Méthode de construction		Paramètres ( $\alpha$ , m) du modèle capillaire de Van Genuchten	
	Bancs		$\alpha$ (kPa <sup>-1</sup> )	m
	$k_h$ (m <sup>2</sup> )	$k_v$ (m <sup>2</sup> )		
<b>Grossier compacté</b>	3.34x10 <sup>-09</sup>	2.97x10 <sup>-11</sup>	0.15	0.31
<b>Intermédiaire compacté</b>	2.34x10 <sup>-09</sup>	2.96x10 <sup>-11</sup>	0.15	0.31
<b>Fin compacté</b>	1.34x10 <sup>-9</sup>	2.94x10 <sup>-11</sup>	0.15	0.31
<b>Très fin compacté</b>	3.40x10 <sup>-10</sup>	2.77x10 <sup>-11</sup>	0.15	0.31

Tableau 6.4. Sommaire des propriétés reliées au taux d'oxydation, à l'écoulement des fluides, au transfert de chaleur et à la diffusion de gaz pour l'ensemble de matériaux

<b>Cas de simulation C, E1, E2, F2 et G</b>						
<b>Propriétés, symboles</b>	<b>Unités</b>	<b>Matériaux*</b>				
		<b>G</b>	<b>I</b>	<b>F</b>	<b>TF</b>	<b>HE et MS</b>
<i>Propriétés des stériles</i>						
Fraction de la pyrite ( $w_{py}^{rock}$ )	-	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Densité de solide ( $\rho_s$ )	Kg/m <sup>3</sup>	2740	2740	2740	2740	2740
Porosité ( $n$ )	-	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
<i>Propriétés reliées au taux d'oxydation de la pyrite</i>						
Constante d'oxydation ( $K_{ox}^{forte}$ )	s <sup>-1</sup>	7.5x10 <sup>-7</sup>	7.5x10 <sup>-7</sup>	7.5x10 <sup>-7</sup>	7.5x10 <sup>-7</sup>	7.5x10 <sup>-7</sup>
Constante d'oxydation ( $K_{ok}^{faible}$ )	s <sup>-1</sup>	7.5x10 <sup>-10</sup>	7.5x10 <sup>-10</sup>	7.5x10 <sup>-10</sup>	7.5x10 <sup>-10</sup>	7.5x10 <sup>-10</sup>
Constante d'oxydation ( $K_{ox}^{équivalente}$ )	s <sup>-1</sup>	3.75x10 <sup>-7</sup>	3.75x10 <sup>-7</sup>	3.75x10 <sup>-7</sup>	3.75x10 <sup>-7</sup>	3.75x10 <sup>-7</sup>
Temps diffusif/temps chimique ( $\tau_d / \tau_c$ )	-	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
<i>Propriétés reliées à l'écoulement des fluides</i>						
Taux d'infiltration ( $q_i$ )	m/an					0.35
Saturation en eau résiduelle ( $S_{wr}$ )	-	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
Facteur de Van Genuchten ( $m$ )	-	0.43	0.35	0.32	0.30	0.35
Facteur de Van Genuchten ( $\alpha$ )	kPa <sup>-1</sup>	4.9	2.7	1.0	0.35	2.24
<i>Propriétés reliées au transfert de chaleur</i>						
Conductivité thermique sèche ( $\lambda_d$ )	W/m °C	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Conductivité thermique saturée ( $\lambda_w$ )	W/m °C	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Capacité thermique de solide ( $c_s$ )	J/kg °C	837	837	837	837	837
Conductivité thermique de la base ( $\lambda_b$ )	W/m	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55
Densité globale de la base ( $\rho_b$ )	kg/m <sup>3</sup>	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6
Capacité thermique de la base ( $c_b$ )	J/kg °C	1504	1504	1504	1504	1504
<i>Propriétés reliées à la diffusion de gaz</i>						
Coefficient standard de diffusion ( $D_0$ )	m <sup>2</sup> /s	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>	2.13 x10 <sup>-5</sup>
Coef de diffusion de la température ( $\theta$ )	-	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
Facteur de tortuosité ( $\tau$ )	-	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Diffusivité effective d'oxygène ( $D_e$ )	m <sup>2</sup> /s	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>

\* : G = Grossier ; I = Intermédiaire ; F = Fin ; TF = Très fin ; HE = Homogène équivalent ; MS = Matériau considéré à la surface de la halde et qui a les mêmes propriétés que le matériau homogène équivalent.



## 6.3 SIMULATIONS NUMÉRIQUES

### 6.3.1 Hétérogénéité physique – cas de référence

La figure 6.3 présente les principaux résultats obtenus pour le cas de base (C) qui met l'accent sur l'effet de l'hétérogénéité physique. Le cas de base (C) a déjà fait l'objet d'une interprétation détaillée dans (Lahmira et al. 2007; Lahmira et al – chapitre 4). Nous résumons ici les principaux résultats du cas de base pour fins de comparaison avec les autres cas de simulation qui seront abordés. La figure 6.3 montre que la présence de quatre matériaux conduit à une distribution non uniforme de la saturation en eau (figure 6.3a). En comparant ces résultats avec la distribution spatiale des matériaux (figure 6.1c), on remarque que les matériaux fins de faible perméabilité montrent la saturation en eau la plus élevée à l'opposé des matériaux grossiers. La distribution de la saturation en eau contrôle l'infiltration de liquide, puisque l'écoulement d'eau liquide se produit suivant des chemins d'écoulement préférentiels à travers les zones où les matériaux fins sont reliés verticalement. Contrairement aux intuitions, l'écoulement d'eau le plus important prend place dans les matériaux fins de faible perméabilité. Parce que leur saturation est plus élevée, ces matériaux fins ont en fait une perméabilité effective à l'eau élevée et favorisent l'écoulement préférentiel suivant des chemins verticaux où il y a une connectivité des matériaux fins. Ce comportement est analogue aux résultats trouvés par Wang et Narasimhan (1985) pour des tuffs fracturés partiellement saturés.

Visuellement, les distributions spatiales de la saturation en eau pour les deux types d'anisotropies sont similaires. Par contre, la lecture chiffrée de ces résultats obtenus a permis de voir que le mode de construction par bancs possède une saturation en eau plus élevée que le cas de construction par *end dumping*. Les flux d'eau empruntent des chemins d'écoulement beaucoup plus tortueux dans le cas de construction par bancs. Le mode de construction par *end dumping* montre un écoulement beaucoup plus directionnel. Ce type d'écoulement directionnel est le résultat de l'anisotropie dont la composante verticale de la perméabilité est plus élevée comparativement à la composante horizontale ( $k_v > k_h$ ).

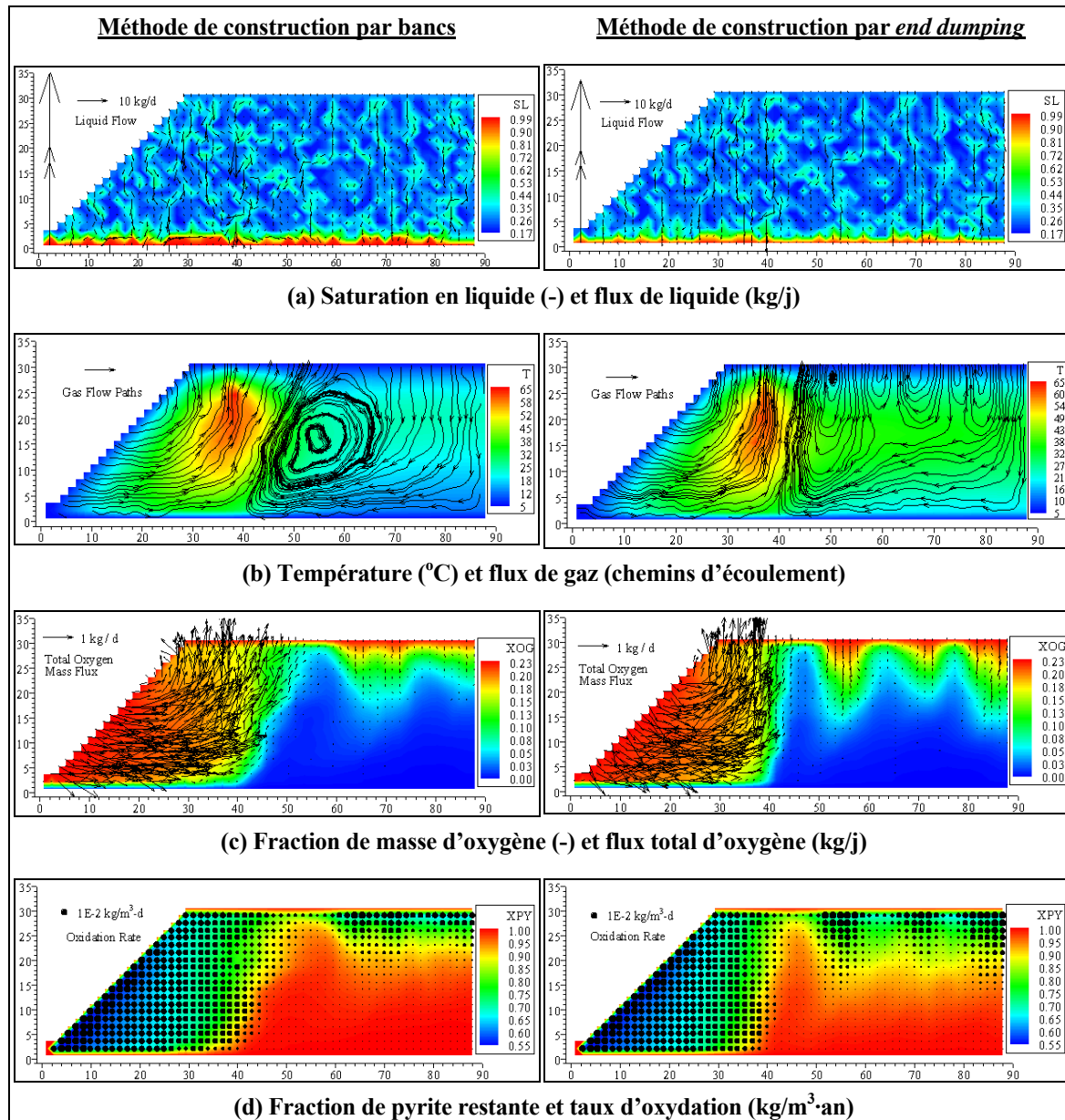


Figure 6.3. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas de référence (C) en mode de construction par bandes et *end-dumping*

La circulation de la phase gazeuse dans les haldes à stériles est un processus très important, qui est responsable de l'apport d'oxygène nécessaire pour soutenir le processus d'oxydation (Ritchie 1994). La circulation de gaz contribue aussi à la redistribution de la saturation en eau via le transfert de la vapeur d'eau qui peut être un processus important dans certaines haldes à stériles (Lefebvre et al. 2001c 2002). Le transfert de gaz dans les haldes à stériles

peut se produire par convection ou par diffusion (Lefebvre et al. 2001a 2001b). La figure 6.3b montre que le gaz circule suivant des chemins préférentiels à travers le matériau grossier où la saturation en gaz est élevée à l'opposé de l'écoulement d'eau qui se fait à travers les matériaux fins où la saturation en eau est élevée. Il y a la formation de cellules de convection dans les deux modes de construction, la convection la plus importante s'initie près de la bordure de la halde, similairement aux résultats de Lefebvre et al. (2001b) et Pantelis et al. (2002). La nature des cellules de convection est contrôlée beaucoup plus par le type d'anisotropie que par l'hétérogénéité physique. Le mode de dépôt par *end dumping* se distingue par la formation de plusieurs cellules secondaires de convection près de la surface de la halde. La perméabilité verticale élevée dans ce cas facilite la circulation d'air et un transfert vertical d'oxygène à partir de la surface vers le cœur de la halde favorisé par les cellules secondaires de convection. Le transfert de la vapeur d'eau par convection conduit à une redistribution de la saturation en eau dans la halde et un transfert de la chaleur de la zone chaude (évaporation) vers les zones froides (condensation) (Lefebvre et al. 2001c 2002).

L'oxygène atmosphérique circule dans la halde grâce aux cellules de convection. L'oxygène apporté à l'intérieur de la halde est consommé par l'oxydation de la pyrite et sa concentration diminue progressivement (Lefebvre et al. 2001b). Le transfert d'oxygène est dominé par la convection thermique de la phase gazeuse suivant des chemins d'écoulement préférentiels à travers les matériaux grossiers (figure 6.1c). Dans tous les cas, la plus importante cellule de convection conduit à une concentration en oxygène élevée près de la bordure de la halde et cette concentration diminue progressivement en allant vers le centre de la halde. L'apport d'oxygène suivant les cellules secondaires de convection est plus important en mode de construction par *end dumping* en raison de la perméabilité verticale élevée. Finalement, le taux d'oxydation est fonction de la disponibilité d'oxygène et de l'avancement de la cellule de convection principale qui contrôle l'avancement de front d'oxydation. Comparativement au mode de dépôt par bancs, le mode de construction *end-dumping* se distingue par une oxydation plus importante près de la surface (figure 6.3d).

## 6.3.2 Hétérogénéité chimique

### 6.3.2.1 Conditions et processus de transfert dans la halde

Pour minimiser le nombre des figures et montrer les mécanismes qui reflètent bien l'effet de l'hétérogénéité chimique, les résultats sont présentés de la même façon que pour le cas de base (C) en termes de la saturation en liquide et flux de liquide, température et flux de gaz, fraction d'oxygène et flux total d'oxygène, fraction de la pyrite non oxydée et taux d'oxydation. La figure 6.4 montre les résultats obtenus après 10 ans de production de DMA pour le cas E1 dans lequel l'hétérogénéité chimique est prise en considération avec deux réactivités différentes distribuées aléatoirement. Tandis que, la figure 6.5 résume les résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas E2 dans lequel la réactivité des matériaux est représentée par une valeur moyenne équivalente.

Tel que discuté dans la section précédente, le cas de référence (cas C) a montré, après 10 ans de production de DMA, des températures maximales de l'ordre de 65 °C en mode de dépôt par bancs (en concordance avec les mesures de Lefebvre 1994) et 59 °C en mode dépôt *end dumping*. La prise en considération de l'hétérogénéité chimique a montré autres effets supplémentaires requis pour comprendre le dynamisme interne des haldes à stériles. Les températures maximales enregistrées sont de l'ordre de 48 °C et 46 °C ; 50 °C et 48 °C pour le cas avec hétérogénéité chimique (E1) et le cas avec réactivité équivalente (E2) respectivement, en mode de dépôt par bancs et *end dumping*. Tout d'abord, il y a une diminution de la température maximale par rapport au cas de référence (cas C). Malgré que le cas E2 utilise une réactivité équivalente ou une constante d'oxydation homogène ( $K_{ox}=3.75 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ ), elle génère une température maximale plus élevée que le cas E1 qui utilise une constante d'oxydation très élevée et une autre très faible ( $0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$  et  $0.75 \times 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ ). Le cas E2 se manifeste par des températures plus élevées comparativement au cas E1. Ces conditions produites semblent être le résultat de la faible température engendrée suite à l'oxydation des matériaux moins réactifs présents dans le cas E1, qui compense les températures engendrées suite à l'oxydation des matériaux réactifs ( $0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ).

Le cas E2, se définit par une constante d'oxydation uniforme pour l'ensemble des matériaux de plus grossier au plus fin. Cela a causé une uniformité de taux d'oxydation pour tous les matériaux qui est fonction bien sûr de la fraction d'oxygène présente dans chaque endroit du système. Cette particularité a permis la participation de tous les matériaux du plus fin au plus grossier, à la production de la chaleur. Cette situation a généré une température plus élevée que le cas E1 où il y a des matériaux non réactifs. Les zones totalement non réactives correspondent aux endroits où la distribution aléatoire a donné la juxtaposition de plusieurs éléments de faible réactivité ( $0.75 \times 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ ).

Ces deux cas E1 et E2 présentent des patrons semblables quant à la circulation de gaz qu'à la forme des cellules de convection (figures 6.4b, 6.5b). Le mode de dépôt par banc montre une grande cellule de convection au centre de la halde, alors que le mode de dépôt par *end dumping* montre, en plus de la principale cellule de convection, des cellules secondaires de convection supportées par l'apport d'oxygène près de la surface ( $k_v > k_h$ ). Cette ressemblance globale est en fait le résultat d'une forte oxydation dans les deux cas, qui produit une température suffisante pour générer une convection d'air d'importante intensité, bien que modérée comparativement au cas de référence (cas C). Le cas d'hétérogénéité chimique E1 diffère légèrement du cas E2 par des concentrations en oxygène plus élevées à cause du plus faible taux de consommation d'oxygène à certains endroits où les éléments non réactifs se concentrent (figures 6.4c et 6.5c). Dans les deux cas, la concentration en oxygène est plus élevée en mode de dépôt par *end dumping*, surtout près de la surface où l'anisotropie de la perméabilité facilite l'apport d'oxygène suivant sa composante verticale. Évidemment, les plus forts taux d'oxydation correspondent généralement aux zones de forte concentration en oxygène (en bordure de la halde et près de la surface). La consommation de la pyrite est fortement liée à l'évolution de taux d'oxydation, le taux d'oxydation dépend à son tour de la disponibilité de la pyrite. Le taux d'oxydation dans ces deux cas (E1 et E2) représentant l'hétérogénéité chimique et l'équivalent de cette hétérogénéité chimique est plus faible que le cas de référence (cas C) où la halde est considérée homogène chimiquement ( $K_{ox} = 0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ) (figures 6.3d, 6.4d, 6.5d).

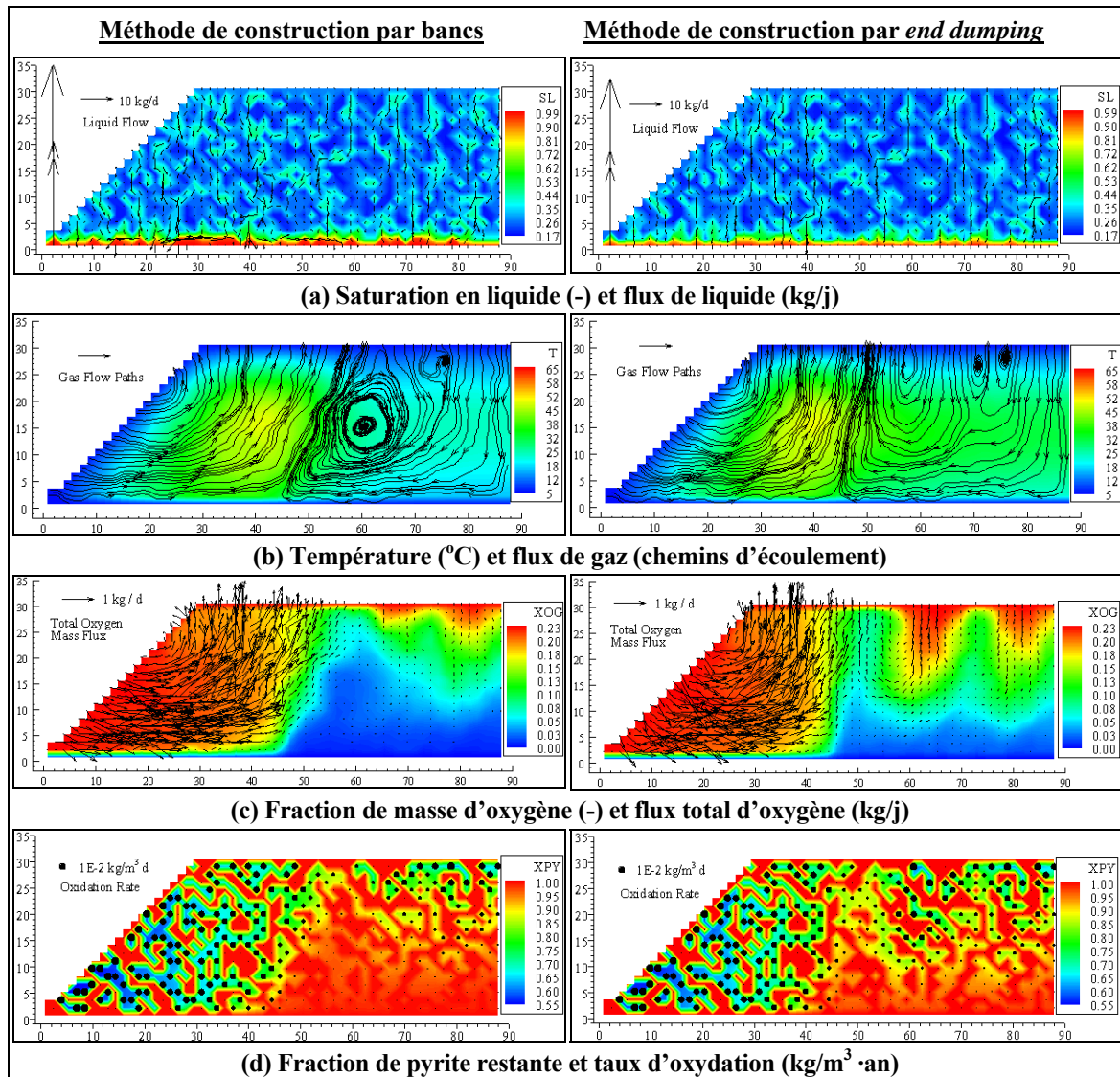


Figure 6.4. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas d'hétérogénéité chimique E1 en mode de construction par bandes et *end-dumping*

La répartition et l'intensité du taux d'oxydation dépend de la constante d'oxydation considérée dans chaque cas, ainsi que de la présence ou non de la pyrite et de sa répartition au sein de la halde. Entre les deux cas E1 et E2, on peut observer l'effet de l'hétérogénéité chimique sur le taux d'oxydation et la consommation de la pyrite suite à une simple lecture visuelle (figure 6.4d et 6.5d). Il y a une répartition non uniforme du taux d'oxydation dans le cas E1 et logiquement les taux d'oxydation les plus forts sont enregistrés dans les endroits où les matériaux sont plus réactifs. Les faibles taux d'oxydation enregistrés malgré la disponibilité de l'oxygène sont liés directement à la très faible réactivité des matériaux.

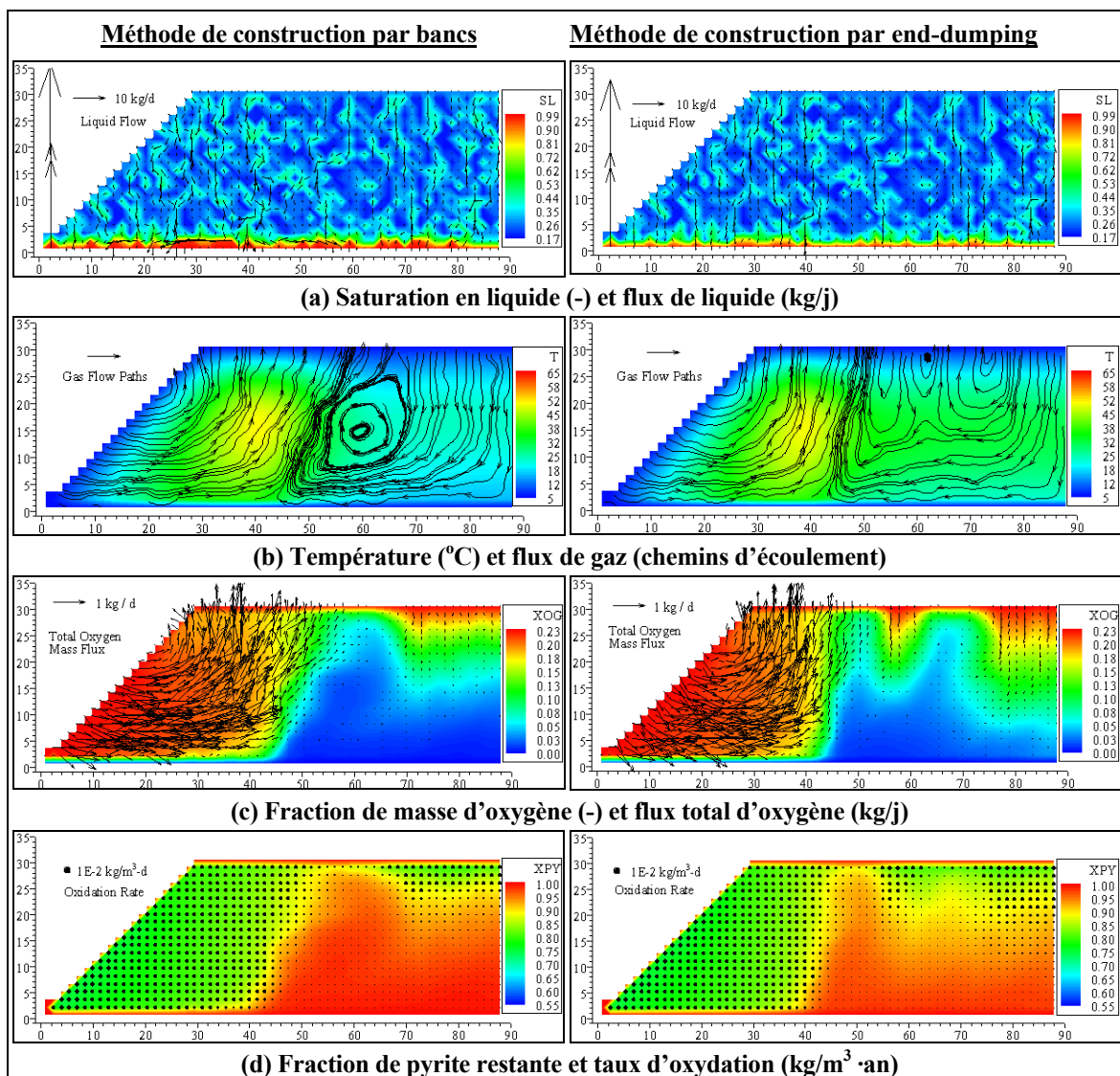


Figure 6.5. Résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas d'hétérogénéité chimique équivalente (E2) en mode de construction par bancs et *end-dumping*

Le cas E2 qui utilise une réactivité moyenne équivalente, montre un taux d'oxydation uniforme selon la quantité d'oxygène disponible. Pour tous les cas, le mode de dépôt par *end dumping* se manifeste par une oxydation plus forte et plus profonde que le mode de dépôt par bancs. Cette différence est liée directement à la quantité d'oxygène disponible, car l'apport d'oxygène à partir de la surface est plus important en mode de dépôt par *end dumping* qu'en mode de dépôt par bancs. L'anisotropie est le paramètre principal responsable de cette différence qui favorise en mode dépôt par *end dumping* le transport d'oxygène en profondeur suivant la composante verticale de la perméabilité ( $k_v > k_h$ ).

### 6.3.2.2 *Évolution des conditions moyennes dans le temps*

Le suivi des conditions moyennes dans le temps permet de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité chimique et de la réactivité des matériaux sur la production de DMA et le comportement global de la halde. La figure 6.6 résume l'évolution dans le temps de la température, de la fraction de la pyrite non oxydée, de la fraction de masse d'oxygène et du taux d'oxydation pour les cas E1 et E2 comparés au cas de référence (cas C). La figure 6.5 montre que dans chaque cas de simulation, le mode de dépôt par *end dumping* se manifeste par une température, une fraction d'oxygène et un taux d'oxydation plus élevés que le mode de dépôt par bancs. La cause principale de cette différence est que le mode de dépôt par *end dumping* se caractérise pas une anisotropie dont la composante verticale de la perméabilité est supérieure à la composante horizontale ( $k_v > k_h$ ). Cette particularité favorise l'apport d'oxygène à partir de la surface de la halde et offre une quantité suffisante pour soutenir le processus d'oxydation. Cette oxydation génère des températures suffisantes pour déclencher la convection qui apporte encore plus d'air atmosphérique riche en oxygène. L'évolution dans le temps de la fraction d'oxygène et du taux d'oxydation n'est pas linéaire mais plutôt oscillatoire (figure 6.6). Ces oscillations sont le résultat d'un apport irrégulier et non continu d'oxygène près de la surface causé par l'instabilité des cellules secondaires de convection (intensité variable dans le temps).

En d'autres termes, il y a un phénomène d'apparition et disparition des cellules secondaires de convection. L'entrée d'air par ces endroits est contrôlée beaucoup plus par le gradient de densité d'air entre l'atmosphère et l'intérieur de la halde. Cette situation fait en sorte que l'apport d'oxygène se fait d'une manière irrégulière et non continue avec un taux variable. Ce mécanisme affecte directement le processus d'oxydation qui se manifeste par un taux d'oxydation instable, irrégulier et d'une manière oscillatoire. Par comparaison, le cas de base (cas C) montre les températures moyennes les plus élevées par rapport aux autres cas E1 et E2. La constante d'oxydation uniforme et plus grande ( $0.75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ) utilisée dans le cas de base, fait en sorte que le taux d'oxydation est plus élevé qui consomme plus d'oxygène pour soutenir le processus d'oxydation. L'intensité de la convection suivra le même ordre que la température moyenne. Cependant, la différence de la cinétique fait en



sorte que l'intensité de la convection et de l'apport d'oxygène atmosphérique sont plus importants dans le cas de référence (cas C) que les autres cas E1 et E2 dans lesquelles une hétérogénéité chimique où des matériaux moins réactifs sont présents. Comparativement, les cas E1 et E2 montrent une distribution de la température plus ou moins semblable en termes de la valeur maximale ou moyenne pour l'ensemble de la halde après 10 ans de simulation. Cette concordance du comportement entre les deux cas permet de conclure que le comportement de la halde peut être représenté globalement par une propriété chimique moyenne ( $K_{ox}$ ), même lorsque la réactivité est hétérogène. Cependant, il est préférable de tenir compte de l'hétérogénéité chimique pour une représentation adéquate du système. Même si, globalement, le comportement de la halde est le même, localement l'hétérogénéité chimique peut affecter considérablement le processus d'oxydation, l'écoulement des fluides et le transfert de la vapeur d'eau.

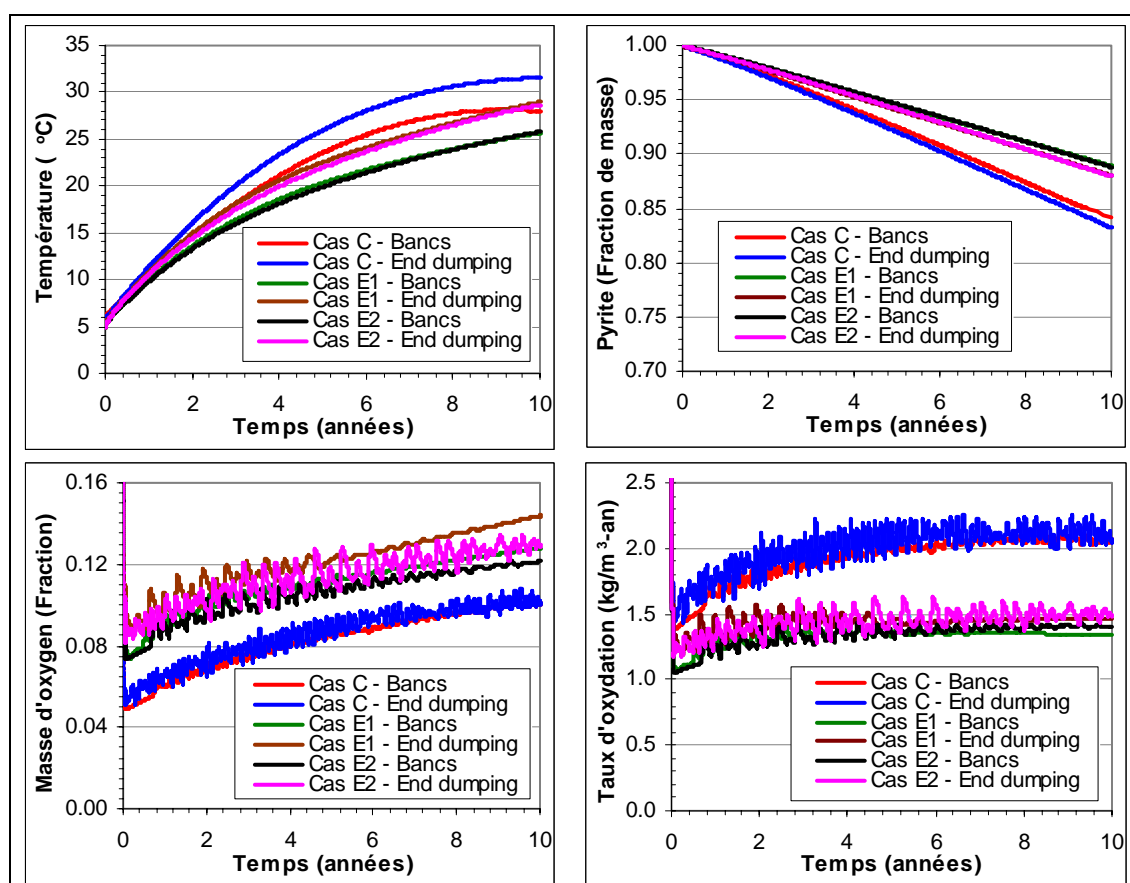


Figure 6.6. Évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas E1 et E2 en comparaison avec le cas de base C

Le cas avec hétérogénéité chimique (E1) montre des oscillations espacées et légèrement moins importantes que le cas de réactivité équivalente (E2). Ces oscillations ont tendance à se stabiliser avec le temps et deviennent moins importantes après 5 ans de simulation. Ces oscillations sont le résultat de l'hétérogénéité physique et leur intensité ou espacement est causé par la réactivité non uniforme au sein de la halde. La particularité de mode de dépôt *end dumping* ( $k_v > k_h$ ) offre plus d'oxygène et étale le processus d'oxydation plus loin au cœur de la halde. L'oxydation dans ces endroits peut créer plusieurs cellules secondaires de convection qui accentuent à leur tour le processus d'oxydation et apportent encore plus d'oxygène. Le suivi dans le temps de ces cellules secondaire de convection a permis de détecter un phénomène de transition et une discontinuité dans le fonctionnement de ces cellules. Autrement dit, lorsque ces cellules apparaissent, la concentration moyenne en oxygène augmente et lorsque ces cellules disparaissent, la concentration moyenne en oxygène baisse.

Cette instabilité des cellules secondaires de convection est la cause principale des oscillations observées en termes de taux d'oxydation et de la fraction d'oxygène (figure 6.6). En résumé, la prise en compte de l'hétérogénéité chimique dans une halde à stériles peut aider à mieux comprendre son comportement et détecter la singularité de certains processus physiques affectés directement par la distribution spatiale des matériaux et leur réactivité. Le tableau 6.5 résume une comparaison entre les cas E1 et E2 avec le cas de base (cas C) en termes des conditions moyennes obtenues après 10 ans de simulation.

Tableau 6.5. Conditions moyennes après 10 de simulation pour les cas E1 et E2 en comparaison avec le cas de référence (C)

Cas de simulation	Méthode de construction	Température (°C)	Taux d'oxydation (kg/m <sup>3</sup> ·an)	Masse d'oxygène (fraction)	Masse de la pyrite restante (fraction)
Cas C	Bancs	28.5	2.06	0.100	0.843
	<i>End-dumping</i>	31.5	2.07	0.102	0.832
Cas E1	Bancs	25.7	1.34	0.128	0.889
	<i>End-dumping</i>	29.0	1.47	0.144	0.880
Cas E2	Bancs	25.8	1.41	0.121	0.888
	<i>End-dumping</i>	28.7	1.48	0.128	0.880

### 6.3.3 Effet des couches compactées

Des simulations ont été faites avec une et deux couches compactées, mais nous présentons ici uniquement les résultats obtenus suite à la prise en compte de la formation de trois niveaux compactés dans le système (cas F2). Il est à noter aussi que la prise en compte des couches compactées ne s'applique qu'au mode de construction par bancs. La figure 6.7 illustre les résultats obtenus après 10 ans de simulation. Un résultat important est l'écoulement préférentiel plus marqué de l'eau (figure 6.7a). Les couches compactées présentent des saturations en eau élevées à cause de leur forte capacité de rétention d'eau. Le flux d'eau est plus important par rapport au cas de référence (cas C) (voir figure 6.3a). La température maximale atteinte est de 50 °C après 10 ans de simulation (figure 6.7b), comparativement à 65°C pour le cas de base (voir figure 6.3b). Il y a encore présence de la convection thermique, mais elle se manifeste par une subdivision en plusieurs cellules de convection suivant le nombre de couches compactées présentes (figure 6.7b).

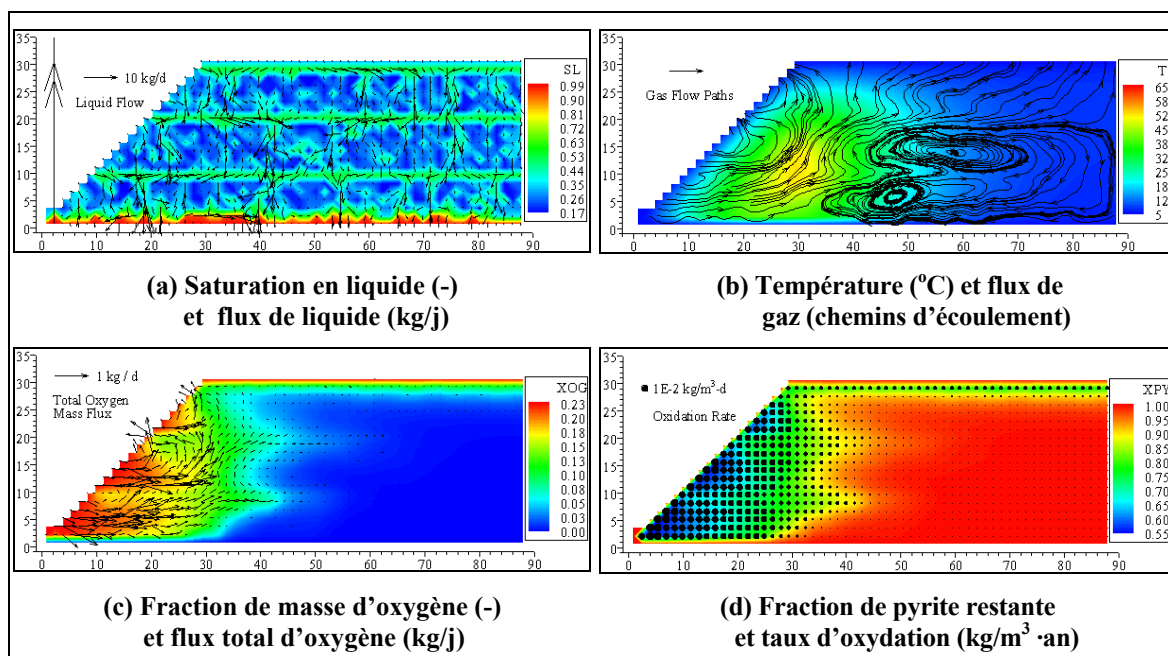


Figure 6.7. Résultats obtenus après 10 de simulation pour le cas avec trois couches compactées (cas F2)

Par rapport au cas de référence (cas C), la concentration en oxygène est moindre et les flux d'oxygène sont faibles. Cette concentration diminue plus avec l'augmentation du nombre des couches compactées et affecte proportionnellement le taux d'oxydation. L'hypothèse est que les couches compactées demeureront à saturation en eau élevée et ce même en période de sécheresse. Cet aspect est la base du principe des barrières à effets capillaires. Dans le cas étudié ici, les couches de matériaux compactés n'ont comme effet que de couper la halde en plusieurs cellules de convection au lieu d'une seule. Cette méthode de construction permet de réduire la quantité de pyrite qui s'oxyde en diminuant relativement l'approvisionnement en oxygène mais n'arrête pas la production de DMA.

#### **6.3.4 Impact des effets combinés**

Nous avons vu séparément l'effet de différentes hétérogénéités qui peuvent exister dans une halde (hétérogénéité physique, hétérogénéité chimique, couches compactées). Chaque cas de simulation a montré l'effet de telle ou telle hétérogénéité sur les processus de transfert et la production de DMA. Une autre simulation (cas G) a été faite afin d'exploiter l'effet de la présence simultanée de ces trois types d'hétérogénéité et leur effets combinés sur le comportement de la halde, les processus de transfert et la production de DMA. La figure 6.8 montre les résultats obtenus après 10 ans de simulation. L'analyse de ces résultats a permis de constater que la combinaison de différents types d'hétérogénéité montre un grand effet sur les processus de transfert, l'écoulement des fluides et les conditions qui règnent au sein de la halde.

Tout d'abord, une lecture chiffrée a montré que le système enregistre une augmentation de la saturation en eau. Ce résultat peut être expliqué par un taux d'oxydation faible, une vaporisation d'eau relativement faible et une augmentation de la saturation en eau qui réduit encore l'espace poreux réservé à l'écoulement d'air. L'entrée d'air est défavorisée par l'effet direct (barrière) des couches compactées sur la circulation d'air et sa convection. Même si le milieu n'est pas totalement réactif (présence des matériaux de très faible réactivité), la concentration en oxygène est faible sauf près de la bordure où la température maximale atteint 36 °C. Cette température est très faible par rapport aux autres

cas (hétérogénéité physique ou cas de référence C,  $T=65\text{ }^{\circ}\text{C}$  ; hétérogénéité physico-chimique ou cas E1,  $T=48\text{ }^{\circ}\text{C}$  ; hétérogénéité physique avec couches compactées ou cas F2,  $T=50\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). L'oxydation est significative uniquement tout près de la pente et plus particulièrement là où la réactivité est élevée ( $0.75 \times 10^{-6}\text{ s}^{-1}$ ). Il semble bien que le mélange des stériles avec des matériaux non réactifs et la création des couches compactées lors de la construction des haldes à stériles peut être une bonne alternative pour diminuer la production de DMA et le risque environnemental.

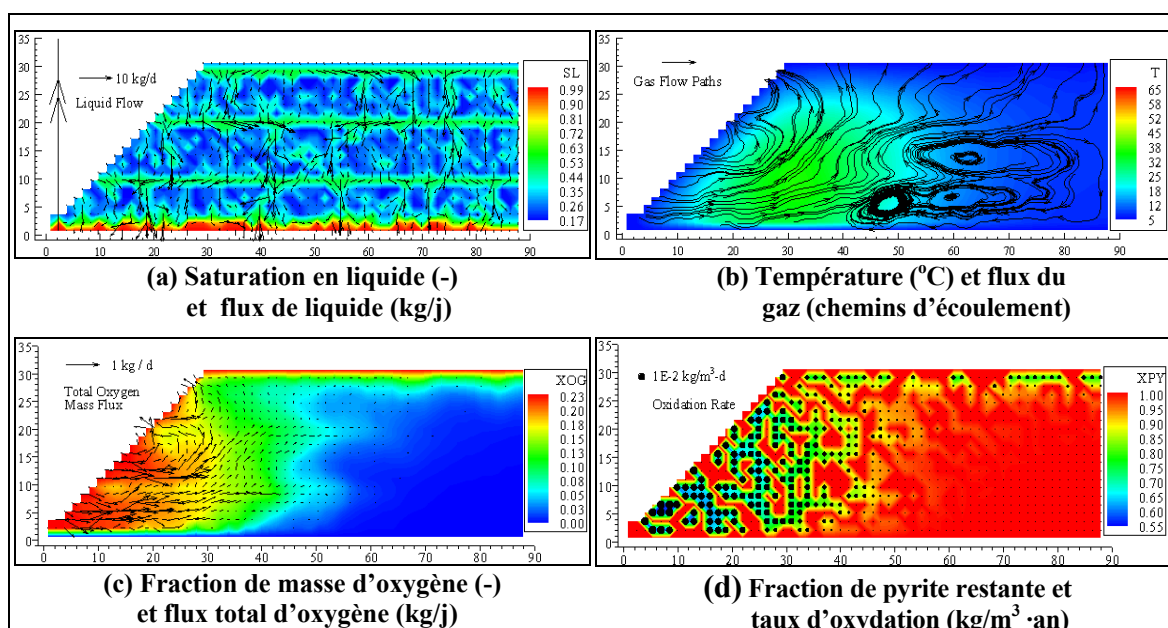


Figure 6.8. Résultats obtenus après 10 de simulation pour le cas G – hétérogénéités combinées

### 6.3.5 Évolution des conditions moyennes dans le temps

La figure 6.9 illustre l'évolution des conditions moyennes dans le temps pour les cas (E1), (F2) et (G) en comparaison avec le cas de référence (C) en mode de dépôt par bancs uniquement. Cette figure montre la température, la fraction de masse d'oxygène, le taux volumétrique d'oxydation et la fraction de la pyrite non oxydée en fonction du temps. La représentation de conditions moyennes dans le temps fournit une vue d'ensemble de conditions générales simulées en réponse un ensemble des propriétés.

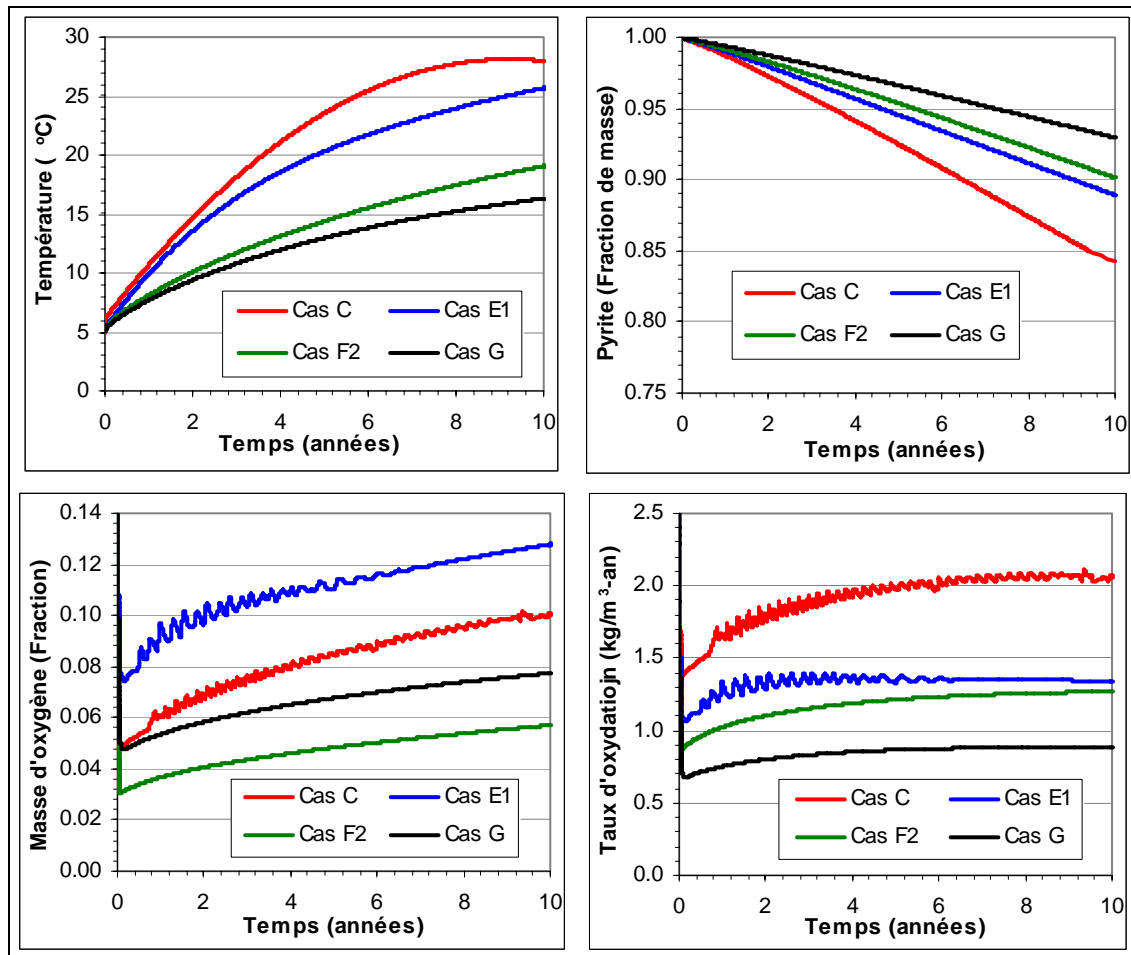


Figure 6.9. Évolution des conditions moyennes dans temps pour les cas (E1), (F2) et (G) en comparaison avec le cas de référence (C)

Sur la figure 6.9, un phénomène oscillatoire est bien visible en ce qui concerne la fraction de masse d'oxygène et le taux volumétrique d'oxydation. Cette variation oscillatoire concerne le cas de base C où le système est hétérogène physiquement et homogène chimiquement, ainsi que le cas E1 où le système est hétérogène physiquement et chimiquement. Tel qu'il a été discuté dans la section (6.3.2.2), la cause de ce phénomène est principalement l'hétérogénéité physique qui offre des voies préférentielles à l'écoulement d'air riche en oxygène près de la surface de la halde. La disponibilité de l'oxygène dans ces endroits stimule le processus d'oxydation qui produit une température capable de déclencher le mécanisme de convection et la formation des cellules secondaires de convection qui améliorent la circulation d'air et l'apport d'oxygène frais.

La représentation de la fraction de masse et le flux d'oxygène en 2D a permis de voir que ce mécanisme n'est pas stable mais se manifeste plutôt par un cycle d'apparition-disparition des cellules secondaires de convection. Le cas de référence (C) est celle qui atteint la température et le taux d'oxydation les plus élevées. Cela est le résultat direct d'une forte et uniforme constante de réactivité utilisée dans ce cas et l'absence des bancs compactés qui empêchent la circulation de gaz au milieu de la halde. En termes de température et taux d'oxydation le plus élevée, le cas de base (cas C) est suivi par le cas E1 qui utilise une hétérogénéité physico-chimique, suivi par le cas F2 qui tient compte de la présence des trois couches compactées en plus de l'hétérogénéité physique, et en dernière position le cas G dans lequel les trois types d'hétérogénéité (physique, chimique couches compactées) ont été considérés.

Le cas G qui représente la combinaison des trois types d'hétérogénéité montre une faible température moyenne pour l'ensemble de la halde (16 °C), une fraction de masse de pyrite non oxydée (restante) très élevée par rapport aux autres cas et un taux d'oxydation très faible. Comme conclusion, les différents types d'hétérogénéité ont leur effet relatif sur les processus de transfert et la production de DMA, mais les simulations montrent que la présence des matériaux non réactifs et la formation des couches compactées peut être un moyen pour lutter contre le DMA au moins à moyen terme pendant la construction. Pour fins de comparaison, le tableau 6.6 résume les conditions moyennes les plus importantes obtenues après 10 ans de simulation pour l'ensemble des cas représentant les différents types d'hétérogénéité.

Tableau 6.6. Conditions moyennes après 10 ans de simulation pour les cas (F2) et (G) en comparaison aux cas (E1) et le cas de base (C)

<b>Cas de simulation</b>	<b>Méthode de construction</b>	<b>Température (°C)</b>	<b>Taux d'oxydation (kg/m<sup>3</sup>·an)</b>	<b>Masse d'oxygène (fraction)</b>	<b>Masse de la pyrite restante (fraction)</b>
<b>Cas C</b>	Bancs	28.5	2.06	0.100	0.843
<b>Cas E1</b>	Bancs	25.7	1.34	0.128	0.889
<b>Cas F2</b>	Bancs	19.1	1.27	0.057	0.901
<b>Cas G</b>	Bancs	16.3	0.883	0.077	0.929

## 6.4 CONCLUSIONS

L'hétérogénéité physique en termes de la distribution spatiale des matériaux, l'hétérogénéité chimique en termes de la variation spatiale de la réactivité des matériaux et l'hétérogénéité en termes de la formation des couches compactées ont été représentées à l'aide de modèles numériques avec le simulateur TOUGH AMD. Chaque type d'hétérogénéité a montré son effet relatif sur les processus de transfert impliqués dans la génération de DMA. Les propriétés des matériaux (perméabilité) utilisées pour représenter l'hétérogénéité physique ne couvrent pas toute la gamme de variation de la perméabilité. Ces propriétés représentent plutôt des haldes très perméables où la convection thermique des gaz peut être importante. De plus, la distribution des matériaux et leurs réactivité est purement aléatoire et indépendante du type de matériel. Il ne s'agit donc pas d'une représentation réelle de la structure interne mais d'une étude par modèle numérique afin d'identifier l'effet relatif des hétérogénéités sur les processus de transfert dans des haldes à stériles perméables, où la convection thermique est importante et qui sont génératrices de DMA. De plus, la recharge utilisée dans le modèle numérique représente un climat tempéré où précipitation et infiltration sont importantes.

Tout d'abord, à l'opposé de milieux homogènes où l'écoulement est matriciel et vers le bas, l'hétérogénéité physique a engendré un écoulement préférentiel des fluides. L'écoulement de l'eau se fait dans les matériaux fins alors que l'écoulement de gaz prend place dans les matériaux grossiers. Dans les haldes à stériles, ce type d'écoulement est exclusivement la règle plus que l'exception à cause de la nature très hétérogène de ces systèmes. Ce type d'écoulement est fortement fonction de la structure interne, de la nature de matériaux et de leur distribution spatiale. Le mode de dépôt par *end dumping* se distingue du mode de dépôt par bancs par l'apparition de plusieurs cellules secondaires de convection près de la surface de la halde (voir, Lahmira et al. 2007 ; Lahmira et al - Chapitre 4 et 5 pour plus de détails sur ce phénomène).

Dans cet article, les effets principaux de l'hétérogénéité chimique semblent être un fort étalement du front d'oxydation à l'intérieur de la halde, ainsi que des variations



prononcées du taux d'oxydation d'un endroit à l'autre, selon la présence de matériaux réactifs ou non. La concentration en oxygène est plus élevée en mode de dépôt par *end dumping* par rapport au mode de dépôt par bancs, surtout près de la surface où le type de l'anisotropie ( $k_v > k_h$ ) facilite l'entrée d'air riche en oxygène suivant sa composante verticale. Les plus forts taux d'oxydation correspondent généralement aux zones de forte concentration en oxygène. Mis à part l'oxydation non uniforme causée par l'hétérogénéité chimique, l'usage d'une réactivité équivalente a montré que le comportement de la halde peut être représenté par une propriété équivalente (cinétique d'oxydation) sans affecter grandement le comportement global simulé pour les cas étudiés. Cette simplification n'est pas valable pour l'hétérogénéité physique, car les propriétés capillaires (perméabilité) contrôlent directement l'écoulement et l'organisation des fluides au sein de la halde.

La formation des couches compactées dans le cas d'un dépôt par bancs affecte grandement l'écoulement de l'eau. Ces couches compactées retiennent plus d'eau et augmentent la saturation en eau au sein de la halde dû à leur forte capacité de rétention d'eau. À l'opposé, il y a une diminution de l'espace poreux réservé à l'écoulement d'air et l'apport d'oxygène. Les couches compactées jouent aussi plus ou moins le rôle d'une barrière capillaire. Malgré cela, ces couches compactées n'arrêtent pas la convection de gaz et la génération de DMA, mais plutôt subdivisent verticalement la cellule de convection en plusieurs cellules de convection selon le nombre des couches compactées. Cependant, les simulations ont montré que la prise en compte de l'ensemble des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) dans le même système a un effet nettement distinct sur la génération de DMA. Les résultats obtenus dans ce cas ont montré une nette baisse du taux d'oxydation et de l'apport d'oxygène. Ce résultat permet de déduire qu'il est préférable de mélanger les stériles avec des matériaux moins réactifs et de planifier la création de couches compactées à plusieurs niveaux lors de la construction d'une halde pour limiter le DMA.



## **CHAPITRE 7**

# **MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS UNE HALDE À STÉRILES SUBISSANT L'ÉVOLUTION TEMPORELLE DES PROPRIÉTÉS DE SES MATÉRIAUX HÉTÉROGÈNES**



## CHAPITRE 7

### **Modélisation numérique des processus de transfert dans une halde à stériles subissant l'évolution temporelle des propriétés de ses matériaux hétérogènes**

Belkacem Lahmira, René Lefebvre et Annie Blier

#### **RÉSUMÉ**

Les haldes à stériles produisant du drainage minier acide (DMA) sont des systèmes complexes et hétérogènes dans lesquels plusieurs processus sont impliqués : écoulement multiphase des fluides (liquide et gaz), transfert de chaleur, transport de masse. La modélisation numérique permet de considérer l'ensemble de ces processus physiques couplés et elle a donc été utilisée pour évaluer l'effet sur la production de DMA des options de fermeture de la halde sud de la mine Doyon, notamment son recouvrement. Les données thermiques enregistrées au cours des 15 dernières années indiquent une réduction régulière de la température dans la halde par rapport aux 10 années précédentes. L'objectif de ce travail est de reproduire numériquement l'évolution des conditions thermiques et de répondre à deux questions principales : 1) Est-ce que l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps peut expliquer l'évolution des conditions thermiques? 2) Si les propriétés des stériles ont évolué, est-ce qu'il est efficace de procéder au recouvrement de la halde comme technique de contrôle du DMA? La modélisation a montré qu'une réduction de la perméabilité des matériaux utilisés dans le modèle permet de reproduire l'évolution thermique observée dans le temps, ce qui ne peut pas être obtenu en réduisant la réactivité des matériaux. Les résultats montrent ainsi que l'évolution des propriétés hydrauliques dans les haldes à stériles peut avoir un effet direct sur le taux d'oxydation à cause de leur contrôle sur l'apport d'air atmosphérique et d'oxygène dans la halde. Lorsque la production de DMA est déjà en déclin, les simulations ont montré qu'un simple remodelage de la surface peut être suffisant pour diminuer considérablement le taux d'oxydation et apporter un gain environnemental immédiat. Cependant, il peut y avoir d'autres avantages liés au recouvrement qui n'ont pas été évalués par nos travaux, notamment en relation avec la gestion de l'eau de ruissellement et du lixiviat.

## 7.1 INTRODUCTION

La dynamique complexe des processus physico-chimiques impliqués dans la formation de drainage minier acide (DMA) fait en sorte que sa représentation dans un seul modèle numérique est une tâche très difficile, qui nécessite simplifications propres aux conditions de chaque site. La représentation de la circulation des fluides et des processus de transfert couplés dans ce système partiellement saturé et hétérogène représente ainsi un défi majeur. Les haldes à stériles doivent leur complexité à la variation granulométrique très large des matériaux qui les composent, à l'hétérogénéité physique et chimique de ces matériaux, à l'écoulement de gaz par convection thermique, et à ses conditions partiellement saturées. L'hétérogénéité des haldes à stériles a été reconnue dans la plupart des études récentes de caractérisation (Morin et al. 1994 ; Anterrieu 2006 ; Anterrieu et al. 2007), dans les essais à grande échelle (Nichol et al. 2000) et par la modélisation numérique (Fala et al. 2003). La plupart des études ont postulé que la variabilité spatiale des matériaux contribue à la présence des chemins d'écoulement préférentiels dans les haldes à stériles, mais sans démonstration convaincante des mécanismes qui engendrent ces cheminements préférentiels.

La recherche portant sur la complexité des haldes à stériles a été orientée sur le transfert des fluides, notamment les processus d'infiltration d'eau (Smith et Beckie, 2003 ; Fala et al. 2003 2005 ; Molson et al. 2005) et l'écoulement des gaz qui est à l'origine de l'apport d'oxygène et sa consommation par les réactions d'oxydation des sulfures (Lefebvre et al. 2001a 2001b ; Ritchie 2003 ; Wels et al. 2003 ; Lahmira et Lefebvre 2008 ; Lahmira et al. 2009 ; Dawson et al. 2009 ; Phillip et al. 2009). En plus de la complexité des mécanismes impliqués, les propriétés des matériaux peuvent évoluer dans le temps en raison de la précipitation des minéraux dans les pores causant un changement appréciable de la perméabilité. Une telle évolution des propriétés des stériles dans le temps avait été postulée par Lefebvre (1994) pour les matériaux de la mine Doyon, mais sans disposer des données qui auraient pu démontrer cette évolution.

Le recouvrement des haldes à stériles aura un effet immédiat mais temporaire due à la réduction d'écoulement d'eau et de gaz dans les haldes (Walder et Stormont, 2004 ; Ritchie, 1994). Le phénomène qui a le plus d'intérêt dans les haldes à stériles en relation avec la conception des recouvrements est l'écoulement transitoire de l'eau dans la zone non saturée. Deux processus fondamentaux décrivent l'écoulement transitoire : l'écoulement et l'emmagasinement. Dans le cas d'un recouvrement, les questions portent sur les mécanismes responsables de l'emmagasinement et du mouvement d'eau dans la zone non saturée. Un concept central dans la performance de recouvrement est la capacité de relier le changement du volume d'eau stocké à un flux net dans le recouvrement. Les courbes de rétention d'eau décrivent la relation fondamentale entre la pression capillaire et le volume de l'eau stocké dans les pores. Les matériaux de granulométrie fine ont l'habileté de retenir plus d'eau sous des valeurs de succion élevées comparativement à des matériaux de texture grossière. Par conséquent, le matériau grossier commence à se drainer en premier, alors que le matériau fin reste à une teneur en eau élevée pour la même succion. Finalement, le matériau fin commence à se drainer à mesure que la succion augmente. Le taux avec lequel la teneur en eau diminue avec l'augmentation de la succion dépend premièrement de la distribution granulométrique des matériaux, mais également d'autres facteurs tels que la porosité. Un matériau uniforme tend à se drainer rapidement sur une petite gamme des valeurs de succions à cause de l'uniformité de la taille des pores. La structure du sol, l'agrégation, le teneur en eau initiale d'un sol compacté, la méthode de compaction ou de tassement, le rapport vide-solide, la texture, l'histoire du sol (effort et forces exercées sur le sol) sont les facteurs qui influencent la courbe de rétention d'eau (Vanapalli 1994). Ces facteurs influencent également les propriétés hydrauliques de la zone non saturée.

Il est maintenant bien établi que l'ampleur du DMA dans la halde de stériles est liée à la rapidité avec laquelle l'air et l'eau accèdent aux sites de réaction dans ce milieu poreux très perméable. Les conditions thermiques observées récemment au niveau des puits d'observation dans la halde sud de la mine Doyon montrent des valeurs beaucoup plus faibles par rapport aux mesures précédentes réalisées par Lefebvre (1994). Ces conditions thermiques pourraient indiquer que le comportement de la halde n'est plus le même et que

le taux d'oxydation a subi une diminution significative au fil des années, ce qui pourrait être causé par une réduction progressive de la perméabilité des stériles. La modélisation numérique a été utilisée pour reproduire les conditions thermiques nouvellement observées dans la halde sud de la mine Doyon et répondre à deux questions principales : 1) est-ce que l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps (réduction progressive de perméabilité) est une hypothèse raisonnable pour expliquer l'évolution des conditions thermiques et les conditions récemment observées? Si les propriétés des stériles ont évolué, est-ce qu'il est efficace de procéder au recouvrement de la halde comme technique de prévention et contrôle de la production de DMA? Ces travaux ont été réalisés dans un contexte d'évaluation des options de fermeture de la halde sud de la mine Doyon.

## **7.2 APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE**

Plusieurs travaux antérieurs ont été faits sur la halde de Doyon. Lefebvre (1994) a réalisé ses travaux de doctorat portant sur la caractérisation et la modélisation numérique de drainage minier acide. On trouve aussi dans Lefebvre et al. (2001a et 2001b) un résumé des propriétés de la halde sud de Doyon, les conditions observées dans la halde au début des années 90s, un modèle conceptuel des processus agissant dans la halde et les résultats suite à la simulation numérique de ces processus. Sracek et al. (2004) présentent les travaux subséquents sur les processus géochimiques contrôlant la composition de lixiviat et les processus de transport de masse dans la halde. D'autres travaux ont aussi porté sur l'hydrologie de la halde (Isabel et al. 1994 ; Bourque 1994). Lahmira et al. (2007) ont réalisé des travaux visant une meilleure compréhension de l'effet de l'hétérogénéité sur les processus physiques agissant dans les stériles. Ces travaux de simulation, basés en partie sur les conditions caractérisées dans la halde sud de la mine Doyon, ont permis de représenter les conditions présentes dans les haldes à stériles, de même qu'une meilleure compréhension des processus d'écoulement d'eau et de gaz, de l'hétérogénéité d'écoulement et de son organisation dans les stériles.

Les travaux antérieurs (*e.g.* Lefebvre 1994) ont été réalisés au début des années 90s sur la base des données et des mesures obtenues de la caractérisation faite à cette époque. La



récente séquence d'observation des conditions thermiques montre une diminution de la température au fil des années. Ces données thermiques pourraient indiquer que la halde a subi des périodes de refroidissement aux cours des années à cause de l'évolution de ses propriétés. Lefebvre (1994) avait supposé que la perméabilité des stériles serait réduite à long terme à cause de l'altération rapide des schistes à sérécite dans la halde sud de la mine Doyon.

Les propriétés générales des matériaux sont basées essentiellement sur les travaux de Lefebvre (1994). Le modèle utilisé pour nos travaux implique cependant des propriétés de matériaux hétérogènes et un maillage numérique plus fin (1.5 m x 1.5m) que ce qui avait été utilisé par Lefebvre (1994). Ce modèle utilise quatre types de matériaux dont les propriétés hydrauliques et capillaires sont distinctes et représentatives de matériaux plus ou moins grossiers qui peuvent se retrouver dans la halde. Le choix des propriétés des matériaux constituant le modèle hétérogène est basé sur les propriétés des matériaux analogues trouvés dans d'autres haldes, principalement Doyon (QC) (Lefebvre 1994), Questa (US) (Lefebvre et Lamontagne 2001), Grasberg (Indonésie) (Lefebvre et al. 2002), Nordhalde (Allemagne) (Lefebvre et al. 1998; Lefebvre 1999). Un modèle qui utilise des propriétés d'un matériau homogène équivalent a aussi été développé. Ce modèle homogène servira de comparaison avec les travaux antérieurs de Lefebvre (1994) et sera utilisé pour soutenir la représentativité du modèle hétérogène. Dans le modèle homogène, les paramètres capillaires ( $\alpha$  (Pa<sup>-1</sup>) et  $m$ ) utilisés pour le modèle de van Genuchten (1980) sont différents de ceux utilisés par Lefebvre (1994). D'une part, parce que les paramètres ( $\alpha$  et  $m$ ) doivent représenter les propriétés d'un matériau équivalent aux propriétés des matériaux représentant le modèle hétérogène et d'autre part, pour supporter les critiques mentionnés par Noël et Ritchie (1999) sur la valeur du paramètre ( $\alpha$ ) utilisé par Lefebvre (1994).

Dans le modèle hétérogène, les éléments limites en contact avec l'atmosphère sont désignés par un seul matériau (matériau équivalent) qui représente les propriétés moyennes de l'ensemble des matériaux considérés dans le modèle hétérogène. Cette simplification permet d'imposer facilement les conditions aux limites et d'avoir un taux d'infiltration uniforme sur toute la surface de la halde. La base du domaine est

représentée aussi par ce même matériau équivalent dans le but d'avoir une accumulation d'eau uniforme. Cette base est considérée saturée dans le modèle, c'est une représentation optionnelle pour des raisons numériquement pratiques. Finalement, le contact de la halde avec la roche sous-jacente est simulé en tant que zone conductrice de la perte de chaleur à laquelle on a attribué les mêmes propriétés thermiques susceptibles de changer la quantité de chaleur dans la halde par conduction.

Les Figures 7.1 et 7.2 montrent la distribution spatiale aléatoire des matériaux et la distribution de conductivité hydraulique effective des matériaux utilisés. Les propriétés capillaires déterminées à partir des courbes de rétention (Lefebvre et al. 2001 ; 2002) sont utilisées pour dériver les paramètres du modèle capillaire de van Genuchten et les normaliser avec la même valeur de porosité (0.33) et de saturation en eau résiduelle (0.14). Une saturation en eau de 0.27 est imposée à la surface pour obtenir une infiltration de 350 mm/an (Lefebvre 1994). Une température constante (5°C) et une fraction d'oxygène dans l'air (0.2315) sont imposées comme conditions initiales et limites aux éléments en contact avec l'atmosphère (figure 7.3). La pression à la surface est fixée à 100 kPa et un profil de pression est imposé à la bordure de la halde en équilibre hydrostatique (figure 7.3). La fraction de masse de pyrite est de 0.07 qui donne une densité de solide est de 2740 kg/m<sup>3</sup> (Lefebvre 1994 2001b). La figure 7.4 représente Les courbes de rétention d'eau et la relation entre la pression capillaire et la conductivité hydraulique des différents matériaux considérés dans le modèle numérique

Le tableau 7.1 résume les propriétés et les paramètres utilisés dans le modèle pour reproduire les conditions observées aux débuts des années 90s. La méthode construction par bancs engendre une anisotropie dont la perméabilité horizontale est plus grande que la perméabilité verticale, le coefficient d'anisotropie utilisé dans notre modèle est de 2 ( $k_h/k_v=2$ ). Lefebvre (1994) a utilisé le même coefficient d'anisotropie et un milieu homogène pour reproduire les conditions observées au début des années 90s. Les perméabilités des matériaux choisies pour représenter le modèle hétérogène ont permis d'obtenir un matériau homogène équivalent produisant les mêmes conditions et un comportement semblable aux résultats de Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001b).

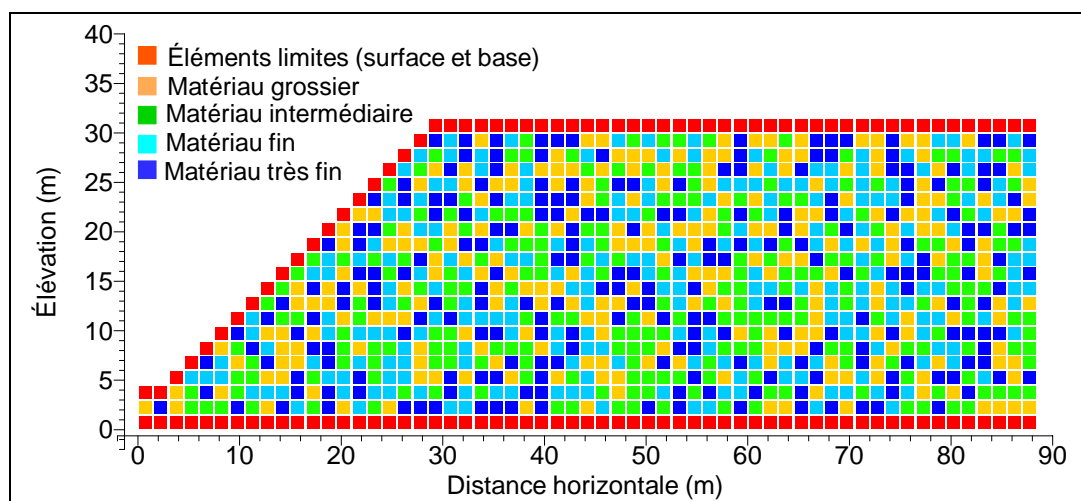


Figure 7.1. Distribution spatiale des matériaux utilisés dans le modèle numérique

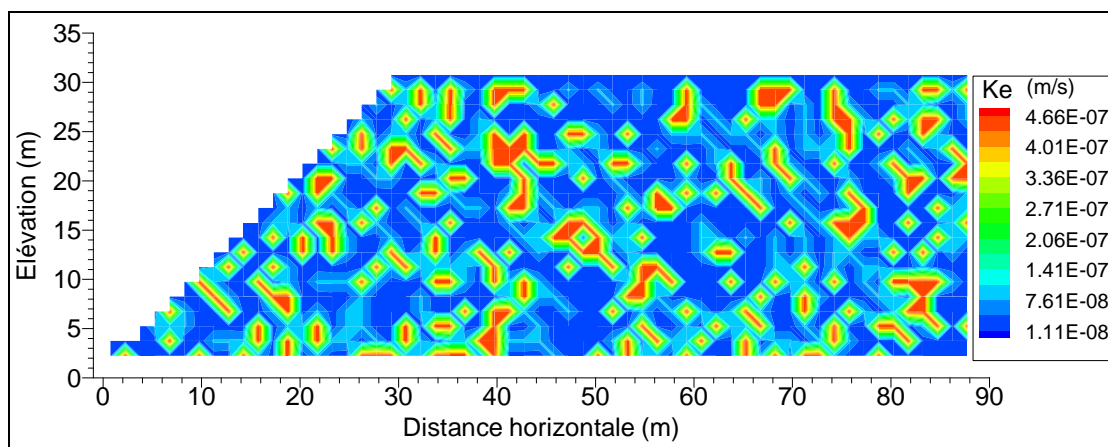


Figure 7.2. Distribution spatiale de la conductivité hydraulique effective calculée à saturation en eau moyenne

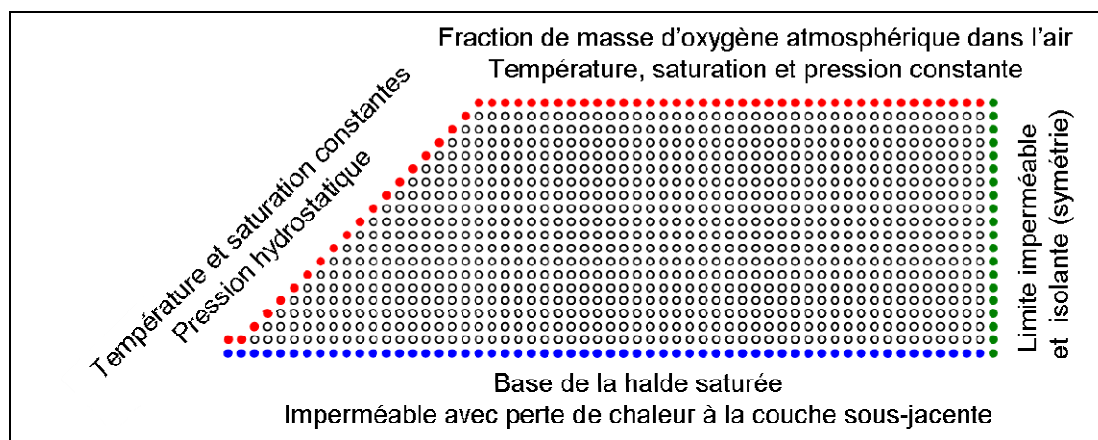


Figure 7.3. Conditions limites du modèle numérique

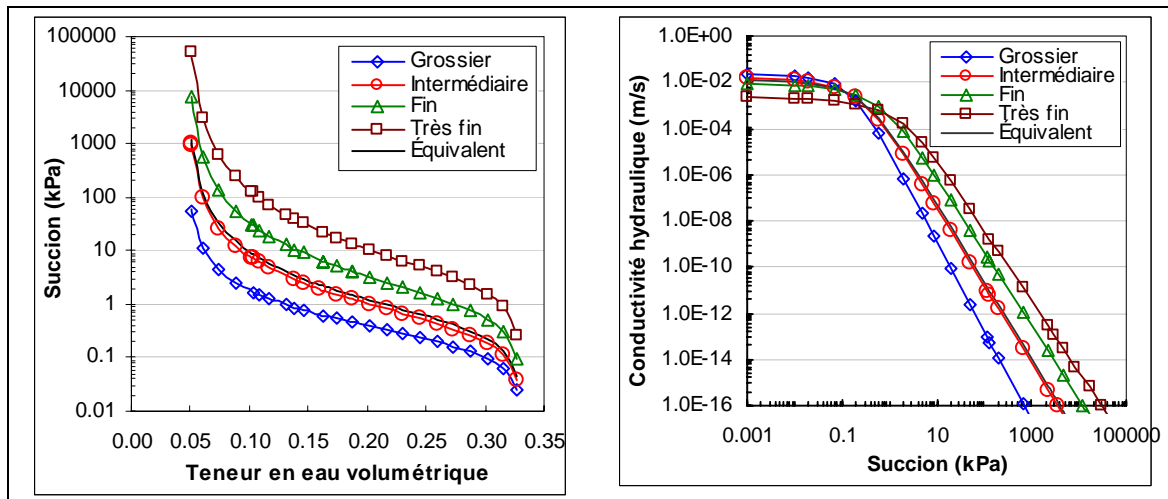


Figure 7.4. Courbes capillaires des matériaux et relation entre la conductivité hydraulique et la pression capillaire

Les études sur le drainage minier acide montrent toutes l'évolution dans le temps de ce processus, c'est-à-dire que la production de DMA continue jusqu'à atteindre le régime permanent où le processus devient stable. Mais, ce processus est lié à la présence de la pyrite et de l'oxygène dans ces milieux, alors que l'oxydation génère des produits tels que les sulfates qui précipitent et modifient potentiellement la perméabilité du milieu. De cette manière, l'oxygène aura moins de chance de pénétrer profondément pour atteindre les endroits où une fraction de pyrite est encore présente, sauf que la génération de DMA durera encore long temps avec un taux de production moindre par rapport aux années nécessaires pour atteindre le régime permanent. D'autres études renvoient la diminution du taux d'oxydation à la baisse de la réactivité des matériaux au fils des années. Effectivement, ce phénomène se produit mais localement, c'est-à-dire uniquement aux endroits où l'oxydation a eu lieu (ex : près des pentes et de la surface). Raisonnablement, même la réactivité baisse dans ces endroits, il y aura une augmentation du taux d'oxydation plus loin puisque l'oxygène ne sera pas consommé dans ces endroits de faible réactivité et pénétra plus profondément dans les zones où la pyrite non oxydée est disponible. Cela mène à un taux d'oxydation moyen toujours plus élevé. Pour que le taux d'oxydation moyen diminue, il faut qu'il y ait un obstacle qui empêche l'oxygène à atteindre les zones où la pyrite est non oxydée.

Tableau 7.1. Propriétés de matériaux utilisés dans le modèle numérique basées sur les travaux de Lefebvre 1994.

Propriétés, Symboles	Unités	matériaux*				
		G	I	F	TF	HE
<i>Propriétés des stériles</i>						
Fraction de la pyrite ( $w_{Py}^{rock}$ )	-	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Densité de solide ( $\rho_s$ )	kg/m <sup>3</sup>	2740	2740	2740	2740	2740
Porosité ( $n$ )	-	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
<i>Propriétés reliées aux taux d'oxydation de la pyrite</i>						
Constante d'oxydation ( $K_{ox}$ )	s <sup>-1</sup>	0.5x10 <sup>-6</sup>	0.5x10 <sup>-6</sup>	0.5x10 <sup>-6</sup>	0.5x10 <sup>-6</sup>	0.5x10 <sup>-6</sup>
Temps diffusif/temps chimique ( $\tau_d / \tau_c$ )	-	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
<i>Propriétés reliées à l'écoulement des fluides</i>						
Saturation en eau résiduelle ( $S_{wr}$ )	-	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
Facteur de Van Genuchten ( $m$ )	-	0.43	0.35	0.32	0.30	0.35
Facteur de Van Genuchten ( $\alpha$ )	kPa <sup>-1</sup>	4.9	2.7	1.0	0.35	2.24
Perméabilité horizontale ( $k_h$ )	m <sup>2</sup>	5 x10 <sup>-9</sup>	3.5 x10 <sup>-9</sup>	2x10 <sup>-9</sup>	5x10 <sup>-10</sup>	2.75x10 <sup>-9</sup>
Perméabilité verticale ( $k_v$ )	m <sup>2</sup>	2.5x10 <sup>-9</sup>	1.75x10 <sup>-9</sup>	1x10 <sup>-9</sup>	2.5x10 <sup>-10</sup>	1.38x10 <sup>-9</sup>
Saturation en eau moyenne ( $S_{wm}$ )	-	0.20	0.28	0.35	0.50	0.27
Conductivité hydraulique ( $K_v$ ) <sup>a</sup>	m/s	2.21x10 <sup>-8</sup>	2.68x10 <sup>-8</sup>	8.29x10 <sup>-8</sup>	4.66x10 <sup>-7</sup>	1.11x10 <sup>-8</sup>
Conductivité hydraulique ( $K_v$ ) <sup>b</sup>	m/s	2.45x10 <sup>-2</sup>	1.72x10 <sup>-2</sup>	9.81x10 <sup>-3</sup>	2.45x10 <sup>-3</sup>	1.35x10 <sup>-2</sup>
Saturation en eau à la surface ( $S_{ws}$ )	-	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
Taux d'infiltration d'eau ( $q_i$ )	m/y	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
<i>Propriétés reliées au transfert de chaleur</i>						
Conductivité thermique sèche ( $\lambda_d$ )	W/m	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Conductivité thermique saturée ( $\lambda_w$ )	W/m	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Capacité thermique de solide ( $c_s$ )	J/kg	837	837	837	837	837
Conductivité thermique de la base ( $\lambda_b$ )	W/m	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55
Densité globale de la base ( $\rho_b$ )	kg/m <sup>3</sup>	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6	2008.6
Capacité thermique de la base ( $c_b$ )	J/kg	1504	1504	1504	1504	1504
<i>Propriétés reliées à la diffusion de gaz</i>						
Coefficient standard de diffusion	m <sup>2</sup> /s	2.13x10 <sup>-5</sup>	2.13x10 <sup>-5</sup>	2.13x10 <sup>-5</sup>	2.13x10 <sup>-5</sup>	2.13x10 <sup>-5</sup>
Coef de diffusion de la température	-	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
Facteur de tortuosité ( $\tau$ )	-	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Diffusivité effective d'oxygène ( $D_e$ )	m <sup>2</sup> /s	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>	2.85x10 <sup>-6</sup>

\*: C = Grossier; I=Intermédiaire; F= Fin; TF= Très fin; HE= Homogène équivalent.

a: Conductivité hydraulique vertical sous conditions d'équilibre de la saturation en eau.

b: Conductivité hydraulique vertical sous conditions de saturation en eau ( $S_w = 1$ ).

La baisse de la réactivité dans le temps a été exploitée numériquement, cette alternative ne mène pas à reproduire les conditions observées dans l'ensemble de la halde. Pour cette raison, La procédure suivie et documentée dans ce travail est de reproduire tout d'abord les conditions observées aux débuts des années 90s, par la suite on a exploité l'idée de l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps. Notre modèle numérique ne représente pas ce processus, l'alternative qui a été utilisée est de diminuer la perméabilité des matériaux chaque deux ans de simulation suivant un coefficient de 0.8, ce coefficient a été identifié après plusieurs simulations préliminaires dans afin d'obtenir la valeur adéquate qui permet de reproduire les conditions observées en 2006.

### **7.3 SIMULATIONS NUMÉRIQUES**

Les travaux qui ont été réalisés dans cet article sont : 1) des simulations ont été faites avec une distribution hétérogène de propriétés pour reproduire les conditions thermiques observées au début des années 90s et les comparer avec les résultats de Lefebvre (1994) et Lefebvre et al. (2001b) ; 2) des simulations subséquentes ont été faites en modifiant la perméabilité des matériaux pour reproduire l'évolution dans le temps des conditions thermiques actuellement observées. Ces résultats ont permis d'estimer les propriétés et conditions actuelles dans la halde, ce qui a permis de simuler des scénarios représentant l'évolution des conditions futures dans la halde sous diverses hypothèses. Ainsi, 3) une simulation à long terme basée sur les conditions actuelles a été faite pour estimer le potentiel future de production de DMA par la halde, en conservant les mêmes propriétés qui reproduisent les conditions actuelles (2006). 4) Une autre simulation à long terme a été faite en représentant uniquement le remodelage de la surface et des pentes de la halde. Ces opérations de remodelage causent une modification de la perméabilité le long des pentes et de la surface et affectent considérablement l'entrée d'air et l'apport d'oxygène. Cette simulation doit indiquer si le remodelage pourrait contribuer à réduire la génération de DMA. 5) Une simulation à long terme a représenté l'effet de l'installation d'un recouvrement imperméable (membrane), une option courante pour lutter contre la production de DMA lorsqu'une halde est active, c'est l'option de fermeture de la halde sud de la mine Doyon (contexte de base de ce travail). 6) Finalement, une simulation pour

estimer le temps requis pour que la halde se draine après son recouvrement éventuel, en présumant qu'il n'y aurait plus d'apport d'eau significatif dans la halde.

### **7.3.1 Calage du modèle numérique**

Lefebvre (1994) a réalisé une étude détaillée sur la caractérisation et la modélisation numérique du drainage minier acide dans la halde sud de la mine Doyon. Ces travaux montrent que le modèle homogène utilisé reproduit bien les conditions observées et le comportement global de la halde. Les travaux récents de Lahmira et al. (2007) ont utilisé la halde sud de la mine Doyon comme site de référence dans l'objectif d'étudier l'effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert au sein des haldes à stériles et la production de DMA. Ces travaux ont montré que le modèle hétérogène reproduit bien les conditions observées et permet une représentation plus détaillée de la dynamique des fluides à l'intérieur de la halde. La séquence thermique enregistrée après les travaux de Lefebvre (1994) permet de suivre l'évolution temporelle des conditions thermiques dans la halde. Les mesures disponibles jusqu'à 2006 montrent une diminution progressive de la température dans la halde. Ce phénomène est interprété par une évolution progressive des propriétés des matériaux dans le temps. Cette évolution se résume principalement dans la diminution de la perméabilité des matériaux suite à l'oxydation. La cause principale de cette diminution serait la précipitation des minéraux résultants du processus d'oxydation des sulfures et la désagrégation des schistes à séricite. Dans la modélisation initiale, les conditions observées au début des années 90s ont été reproduites sans tenir compte de l'évolution de la perméabilité dans le temps. Par contre, pour reproduire numériquement les conditions actuelles correspondant à l'an 2006, plusieurs simulations ont été faites avec des perméabilités plus faibles. Pour caler le modèle aux données thermiques disponibles. Les valeurs de perméabilité utilisées dans le modèle numérique sont regroupés le tableau 7.2. Cette représentation a permis de reproduire les mêmes conditions observées à l'an 1993 en concordance avec les résultats de Lefebvre (1994). La prise en compte de l'évolution des propriétés de matériaux dans le temps a permis de reproduire les profils de la température enregistrés entre 1993 et 2006.

Tableau 7.2. Évolution progressive de la perméabilité des matériaux utilisés dans le modèle

Période de Simulation (année)	k (m <sup>2</sup> )	Matériaux					S <sub>ws</sub>
		G	I	F	TF	S	
0 - 10	k <sub>h</sub>	5.00x10 <sup>-09</sup>	3.50x10 <sup>-09</sup>	2.00x10 <sup>-09</sup>	5.00x10 <sup>-10</sup>	3.17x10 <sup>-09</sup>	0.279
	k <sub>v</sub>	2.50x10 <sup>-09</sup>	1.75x10 <sup>-09</sup>	1.00x10 <sup>-09</sup>	2.50x10 <sup>-10</sup>	1.58x10 <sup>-09</sup>	
10 - 12	k <sub>h</sub>	3.20x10 <sup>-09</sup>	2.80x10 <sup>-09</sup>	1.60x10 <sup>-09</sup>	4.00x10 <sup>-10</sup>	2.53x10 <sup>-09</sup>	0.284
	k <sub>v</sub>	1.60x10 <sup>-09</sup>	1.40x10 <sup>-09</sup>	8.00x10 <sup>-10</sup>	2.00x10 <sup>-10</sup>	1.27x10 <sup>-09</sup>	
12 - 14	k <sub>h</sub>	2.56x10 <sup>-09</sup>	2.24x10 <sup>-09</sup>	1.28x10 <sup>-09</sup>	3.20x10 <sup>-10</sup>	2.03x10 <sup>-09</sup>	0.289
	k <sub>v</sub>	1.28x10 <sup>-09</sup>	1.12x10 <sup>-09</sup>	6.40x10 <sup>-10</sup>	1.60x10 <sup>-10</sup>	1.01x10 <sup>-09</sup>	
14 - 16	k <sub>h</sub>	2.05x10 <sup>-09</sup>	1.79x10 <sup>-09</sup>	1.02x10 <sup>-09</sup>	2.56x10 <sup>-10</sup>	1.62x10 <sup>-09</sup>	0.295
	k <sub>v</sub>	1.02x10 <sup>-09</sup>	8.96x10 <sup>-10</sup>	5.12x10 <sup>-10</sup>	1.28x10 <sup>-10</sup>	8.11x10 <sup>-10</sup>	
16 - 18	k <sub>h</sub>	1.64x10 <sup>-09</sup>	1.43x10 <sup>-09</sup>	8.19x10 <sup>-10</sup>	2.05x10 <sup>-10</sup>	1.30x10 <sup>-09</sup>	0.300
	k <sub>v</sub>	8.19x10 <sup>-10</sup>	7.17x10 <sup>-10</sup>	4.10x10 <sup>-10</sup>	1.02x10 <sup>-10</sup>	6.49x10 <sup>-10</sup>	
18 - 20	k <sub>h</sub>	1.31x10 <sup>-09</sup>	1.15x10 <sup>-09</sup>	6.55x10 <sup>-10</sup>	1.64x10 <sup>-10</sup>	1.04x10 <sup>-09</sup>	0.306
	k <sub>v</sub>	6.55x10 <sup>-10</sup>	5.73x10 <sup>-10</sup>	3.28x10 <sup>-10</sup>	8.19x10 <sup>-11</sup>	5.19x10 <sup>-10</sup>	
20 - 23	k <sub>h</sub>	1.05x10 <sup>-09</sup>	9.18x10 <sup>-10</sup>	5.24x10 <sup>-10</sup>	1.31x10 <sup>-10</sup>	8.30x10 <sup>-10</sup>	0.312
	k <sub>v</sub>	5.24x10 <sup>-10</sup>	4.59x10 <sup>-10</sup>	2.62x10 <sup>-10</sup>	6.55x10 <sup>-11</sup>	4.15x10 <sup>-10</sup>	
23-50 Avec remodelage	k <sub>h</sub>	1.05x10 <sup>-09</sup>	9.18x10 <sup>-10</sup>	5.24x10 <sup>-10</sup>	1.31x10 <sup>-10</sup>	2.00x10 <sup>-12</sup>	0.447
	k <sub>v</sub>	5.24x10 <sup>-10</sup>	4.59x10 <sup>-10</sup>	2.62x10 <sup>-10</sup>	6.55x10 <sup>-11</sup>	1.00x10 <sup>-12</sup>	
23-50 Avec recouvrement	k <sub>h</sub>	1.05x10 <sup>-09</sup>	9.18x10 <sup>-10</sup>	5.24x10 <sup>-10</sup>	1.31x10 <sup>-10</sup>	2.00x10 <sup>-16</sup>	0.98
	k <sub>v</sub>	5.24x10 <sup>-10</sup>	4.59x10 <sup>-10</sup>	2.62x10 <sup>-10</sup>	6.55x10 <sup>-11</sup>	1.00x10 <sup>-16</sup>	

\*: G = Matériau grossier; I = Matériau intermédiaire; F = Matériau fin; TF = Matériau très fin; S = Matériau de surface; S<sub>ws</sub>= Saturation en eau à la surface.

La figure 7.5 montre une comparaison entre les valeurs de température enregistrées sur terrain dans le puits d'observation #6 et les températures obtenues suite aux simulations à un endroit du modèle équivalent à la localisation du puits #6. La figure 7.6 représenté les valeurs de température enregistrées dans les puits d'observation 1, 4 et 5. Malgré que cette figure ne représente pas une séquence complète des mesures, elle supporte l'évolution des conditions thermiques au sein de la halde. La bonne concordance entre les températures mesurées (puits #6) et les résultats de simulation extraits le long de l'axe du puits#6 supporte la représentativité du modèle et soutient l'hypothèse de l'évolution de propriétés des matériaux dans le temps.



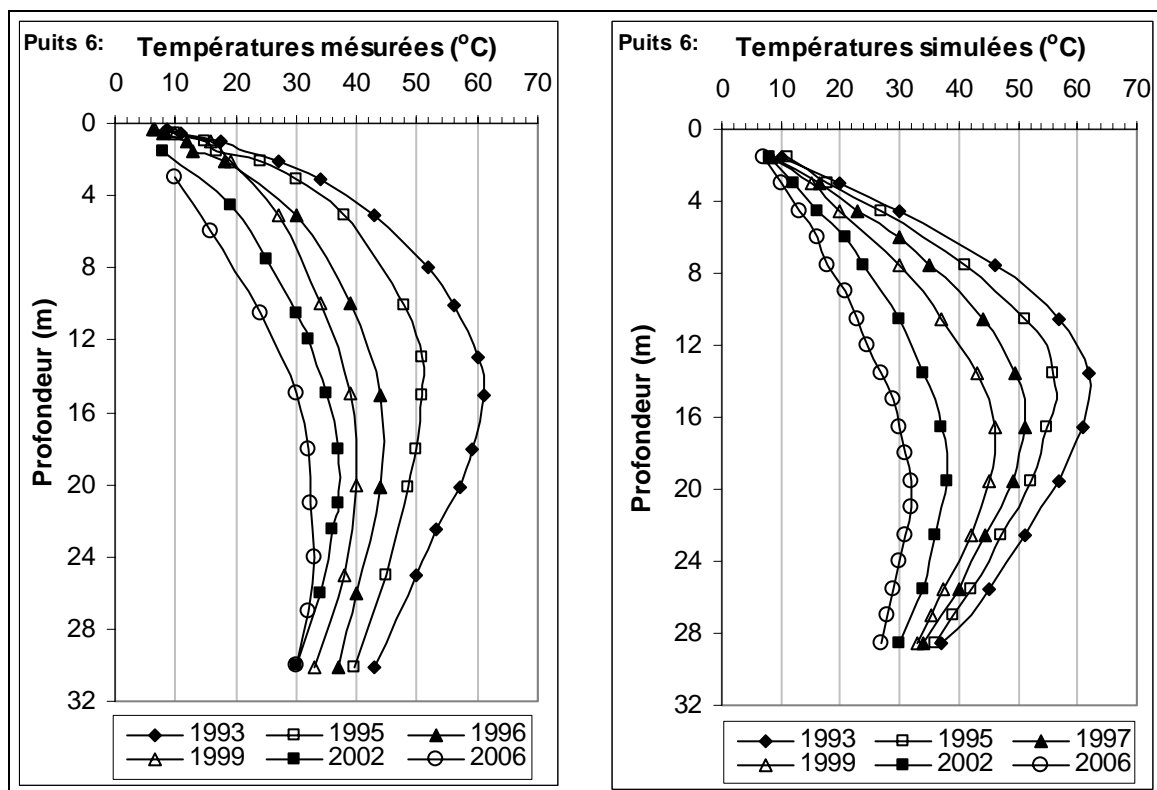


Figure 7.5. Températures (°C) mesurées (gauche) et températures simulées (droite) vs profondeur à travers le temps dans la localisation du puits #6.

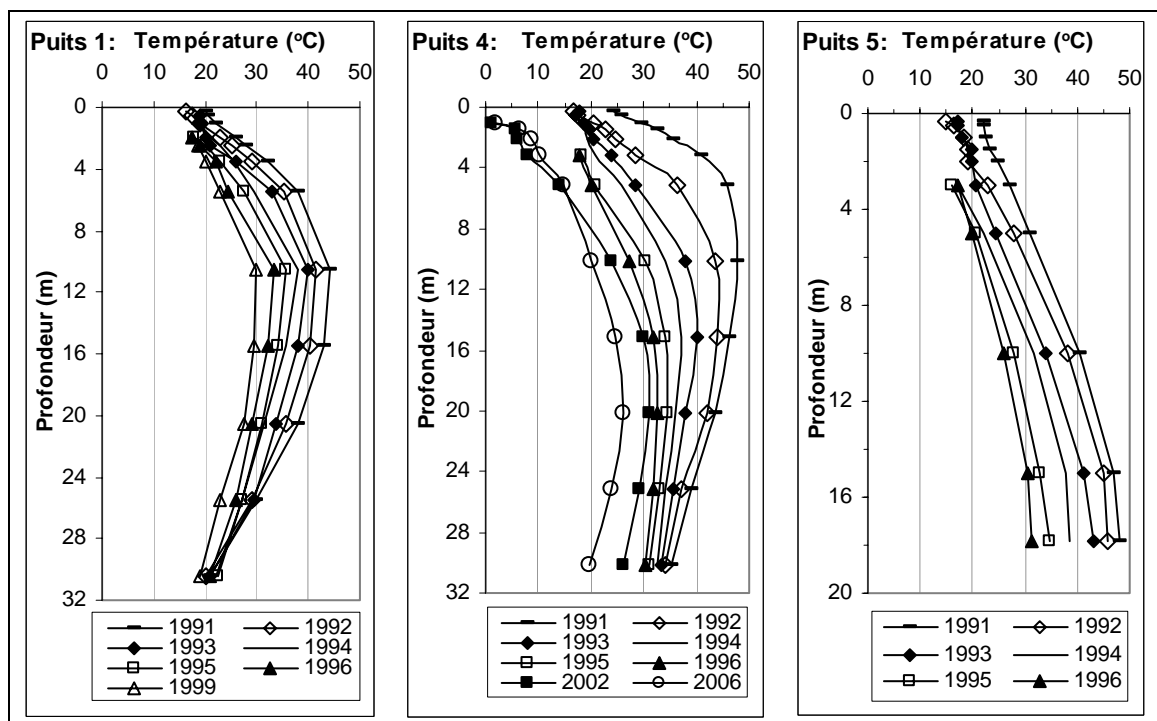


Figure 7.6. Températures (°C) mesurées vs profondeur à travers le temps dans la localisation des puits 1, 4 et 5.

Il est important de noter que la zone de température maximale se déplace progressivement au fil des années vers le bas. Ce phénomène témoigne de l'effet de plus en plus dominant du transfert advectif de la chaleur vers le bas par l'infiltration d'eau qui augmente relativement au transfert advectif de la chaleur vers le haut avec la phase gazeuse, particulièrement par la vapeur d'eau. La diminution de température dans la halde réduit la convection thermique des gaz, tandis que l'infiltration d'eau peut au contraire être favorisée par une saturation de plus en plus grande dans des matériaux qui deviennent moins perméables. D'une part, l'augmentation de la saturation en eau est le résultat d'une diminution de la perméabilité des matériaux suite à l'oxydation qui rend les matériaux moins perméables. D'autre part, par la précipitation des minéraux dans les pores qui augmente encore plus la capacité de rétention d'eau et minimise l'espace poreux réservé à l'écoulement de gaz et l'apport d'oxygène.

### **7.3.2 Conditions et processus de transfert simulés**

La figure 7.7 résume les conditions et les flux obtenus après 10, 16 et 23 ans de simulation - ces résultats correspondent aux années 1993, 1999 et 2006 respectivement. Les résultats sont présentés en termes 1) de la saturation en liquide et de flux de liquide, 2) de température et de flux de gaz, et 3) de fraction de masse d'oxygène et de flux de masse d'oxygène.

Les résultats obtenus montrent que le système d'écoulement se caractérise par une distribution de la saturation en eau non uniforme au sein de la halde et un écoulement préférentiel d'eau à l'opposé du milieu homogène où l'écoulement d'eau est matriciel et uniforme (Lahmira et al. 2007). Les taux d'écoulement les plus importants sont reliés aux matériaux fins dans une trajectoire continue (Lahmira et al – chapitre 4). L'écoulement d'air est affecté par la structure interne, l'hétérogénéité et l'anisotropie des haldes à stériles (Lahmira et al. 2007). Le mouvement d'air est contrôlé par la convection thermique qui est liée à l'effet de la température sur la densité de la phase gazeuse. La température maximale et sa distribution semblent représentatives des conditions observées et en concordance avec les mesures de terrain, la zone la plus chaude se

déplace progressivement vers le bas au fil des années (figure 7.7), ce phénomène est parfaitement en concordance avec les mesures de la température sur le terrain (figures 7.5 et 7.6). L'augmentation de la température diminue en effet la densité de gaz et entraîne son mouvement, c'est ainsi que le mouvement de convection de gaz est amorcé et ce processus s'amplifie lui-même par l'apport d'oxygène qui provoque plus d'oxydation qui libère à son tour plus de chaleur et cause l'augmentation de la température.

L'eau qui s'écoule dans la halde à stériles peut subir des réactions chimiques avec les minéraux présents (acidification, dissolution, précipitation, neutralisation), de sorte que les caractéristiques du lixiviat évoluent dans le temps et dans l'espace. Aussi, des phénomènes exothermiques, associées à l'oxydation des minéraux sulfureux, peuvent produire des gradients thermiques et des courants de convection qui favorisent les échanges avec l'atmosphère (Lefebvre et al. 2001a 2001b). La réaction des minéraux peuvent contribuer à leur dégradation et leur altération, ce qui a pour effet de modifier les propriétés des stériles qui peuvent alors devenir moins perméables. Comme les haldes à stériles sont des grandes zones partiellement saturées, cette situation favorise un accroissement de la température au cœur de la halde en présence des minéraux sulfureux, grâce à un apport continue d'oxygène. Cette hausse est causée par la production de chaleur reliée à l'oxydation exothermique de la pyrite. Les processus géochimiques à la base de la production de DMA sont d'ailleurs couplés avec d'autres processus, formant un cycle physico-chimique complexe. La chaleur produite par l'oxydation est dissipée vers la périphérie de la halde par conduction. Les gradients de températures ainsi engendrés produisent un gradient de densité de gaz, qui initie la convection thermique de l'air là où la perméabilité (ou conductivité pneumatique) des stériles est suffisante. Puisque la colonne de gaz dans la halde est plus chaude que l'extérieur, elle a tendance à se déplacer vers le haut et à s'échapper à la surface, tandis que l'air extérieur pénètre dans la halde par sa bordure préférentiellement aux endroits les plus perméables. La convection d'air apporte de l'oxygène qui est utilisé dans la réaction de la pyrite produisant la chaleur qui maintient le cycle. L'infiltration d'eau permet un transfert de la chaleur par advection. Les mouvements de gaz dans la halde provoquent l'évaporation et la condensation de la vapeur d'eau, ce qui affecte le degré de saturation et la distribution de l'humidité.

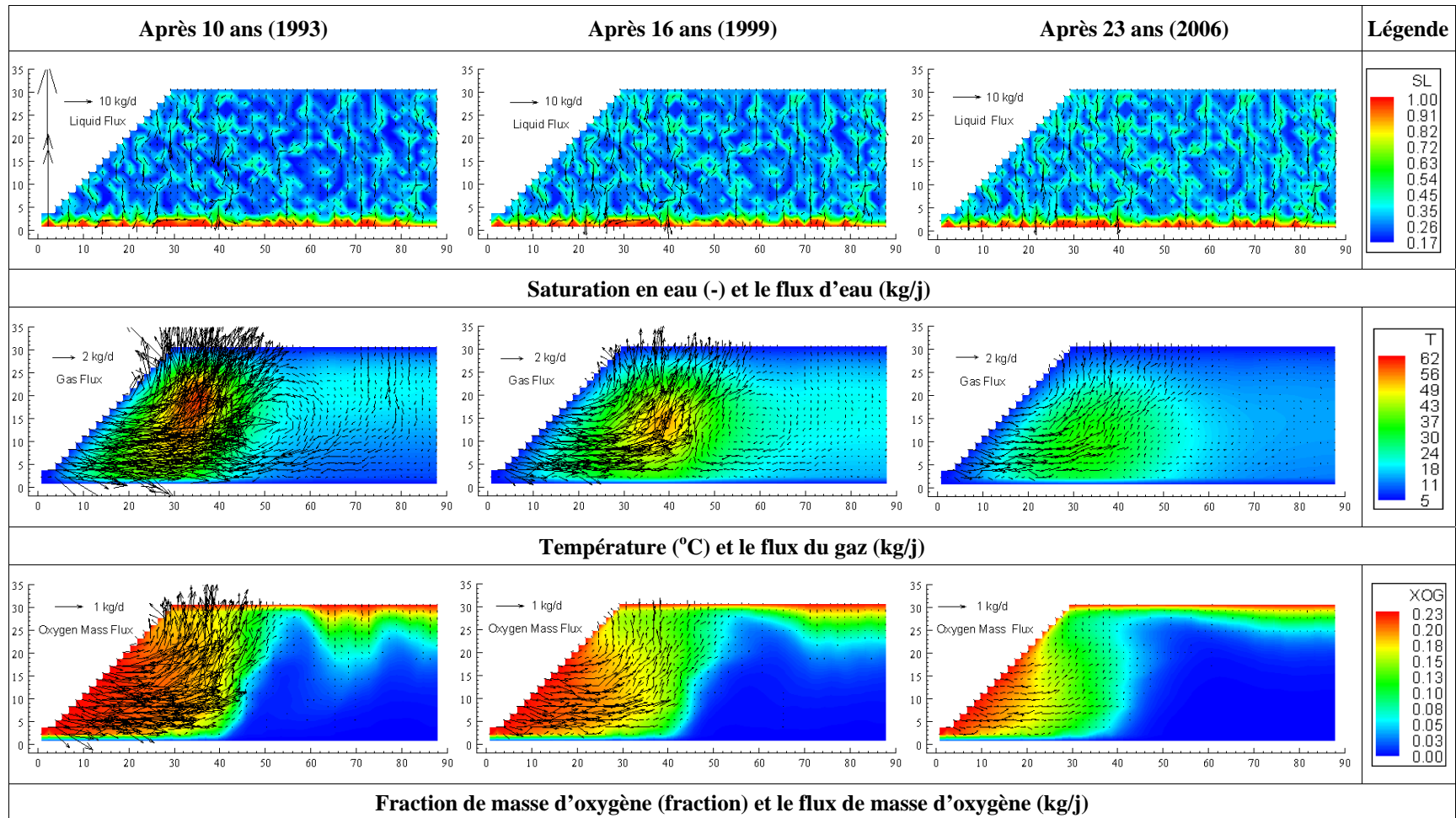


Figure 7.7. Conditions et flux simulés après 10, 16 et 23 ans qui correspondent respectivement à l'an 1993, 1999 et 2006.

L'échelle colorée utilisée pour montrer les scalaires est illustrée à droite de la figure. Les flux sont montrés avec une flèche proportionnelle à leur magnitude. L'unité utilisée sur l'axe X et Y est le mètre.

En réponse à l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps suite au processus d'oxydation et de dégradation, les résultats obtenus après 16 ans (1996) et 23 ans (2006) montrent bien qu'il y a un impact significatif sur les processus de transfert. La diminution de la perméabilité augmente la rétention d'eau et la teneur en eau des matériaux devient plus importante (figure 7.7). À l'opposé, il y a une baisse de la perméabilité relative à l'air, les flux de gaz se manifestent par des vecteurs de plus en plus faibles et des cellules de convection moins importantes en réponse à la diminution de la perméabilité qui empêche l'oxygène de pénétrer profondément pour soutenir le processus d'oxydation. La baisse de la température simulée coïncide relativement bien avec la séquence thermique observée. Après 16 ans (1999), la température maximale simulée est de 43 °C et après 23 ans (2006) la température maximale atteint la valeur de 35 °C à une localisation plus près de la base de la halde. La simulation montre que l'évolution des propriétés hydrauliques (perméabilité) a permis de reproduire le comportement thermique observé de la halde dans le temps et son effet sur la dynamique des fluides et les processus de transfert impliqués dans la production de DMA. Ces résultats illustrent les étapes de la vie de la halde sud de la mine Doyon (qui est un cas particulier) : 1) une vie active se manifeste par une évolution et augmentation du taux de production de DMA jusqu'à un seuil très élevé; 2) la deuxième représente le plateau de stabilisation à un taux élevée où la production de DMA est maintenue constante (régime permanent) et à son maximum; 3) une vie de vieillesse, durant laquelle le taux d'oxydation diminue progressivement en réponse à l'évolution temporelle des propriétés (diminution de la perméabilité) et l'accès difficile de l'oxygène aux sulfures.

Malgré le vieillissement de la halde sud de la mine Doyon et le faible taux de production de DMA, ce processus peut encore durer longtemps, même sans considérer le lixiviat emmagasiné à l'intérieur de la halde qui sera éventuellement lixivié par l'infiltration des précipitations. Plusieurs méthodes ont été développées pour minimiser ce problème et protéger l'environnement (e.g. Aubertin et al. 2002). Une alternative intéressante pour réduire la production de DMA est le recouvrement de type couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC) (Nicholson et al. 1989; Bussière et Aubertin 1999; Aubertin et al. 2001). Pour limiter le flux d'oxygène, on vise ici le maintien d'un haut degré de

saturation dans une des couches de recouvrement. La diffusion de l'oxygène à travers un sol saturé est très faible puisque celle-ci est nulle à travers les grains solides et lente à travers l'eau. Comme le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des sulfures est une fonction de coefficient de diffusion effectif et du gradient de concentration, l'efficacité d'un recouvrement sera accrue lorsque le degré de saturation est élevé. L'efficacité d'un CEBC pour limiter l'infiltration de gaz est liée à la capacité que possède celle-ci à retenir l'eau dans une ou plusieurs de ses couches.

Ces techniques de prévention ont un coût relativement élevé et il est nécessaire d'étudier toutes les options susceptibles de limiter la génération de DMA. Dans notre cas, les simulations ont montré une nette baisse progressive du taux de production de DMA, indiquant que la halde est déjà dans son étape de vieillesse. Malgré cela, la production de DMA peut continuer encore sur plusieurs années, et même avec un taux relativement faible mais suffisant pour exiger des mesures de traitement ou de mitigation. À la production de DMA s'ajoute le lixiviat déjà emprisonné dans la halde et son drainage qui peut durer longtemps. Pour évaluer les options de contrôle du DMA dans la halde sud de la mine Doyon, on a simulé l'effet d'un éventuel remodelage de la surface et des pentes sur le taux de production de DMA. Par la suite, une simulation a porté sur l'effet d'un éventuel recouvrement (membrane). Le but de ces simulations est principalement de voir l'effet de chaque alternative, pour que le coût associé et le gain environnemental de chaque alternative puissent être évalués relativement.

### **7.3.3 Effet potentiel du remodelage de la surface ou du recouvrement de la halde par une membrane imperméable**

En général, la littérature indique que le design des recouvrements considère l'écoulement unidimensionnel de la chaleur et de l'humidité verticalement à travers des couches horizontales. En réalité, l'inclinaison de la surface est relativement commune dans ces systèmes, la performance de recouvrement le long des pentes et sa capacité à contrôler l'augmentation d'oxygène et de l'eau dans le système, sera différente de celle prévue un modèle numérique unidimensionnel et idéal (Boldt-Leppin et al. 1999).

La prise en considération de l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps a permis de reproduire les conditions actuelles observées dans la halde sud de la mine Doyon. À l'état actuel, la halde a montré un taux d'oxydation faible par rapport à son passé ou sa vie active, il est d'intérêt économique et environnemental de tester l'effet de remodelage de la surface sur la circulation des fluides et la génération de DMA avant de recourir à une technique de recouvrement plus coûteuse. Suite au remodelage, les matériaux à la surface deviennent moins perméables et le taux d'infiltration devient plus faible. Pour mettre en œuvre cette simulation, on a considéré dans notre modèle un nouveau matériau à la surface avec une perméabilité de  $2 \times 10^{-12} \text{ m}^2$  horizontalement et  $1 \times 10^{-12} \text{ m}^2$  verticalement pour une conductivité hydraulique de  $1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$  à saturation complète. L'infiltration imposée est de 50 mm/an suite au remodelage qui favorise beaucoup plus le ruissellement à la surface. Pour que la perméabilité utilisée permette l'infiltration de 50 mm/an, le degré de saturation en eau imposée à la surface doit être de l'ordre de 0,45. Le matériau de recouvrement utilisé dans le modèle a une perméabilité horizontale de  $2 \times 10^{-16} \text{ m}^2$  et une perméabilité verticale  $1 \times 10^{-16} \text{ m}^2$  pour une conductivité hydraulique de  $1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ . puisque aucune membrane n'est parfaite, il y a toujours une quantité d'eau qui s'infiltré. Le taux d'infiltration considéré dans cette simulation est de 10 mm/an pour une saturation en eau à la surface de 0,98.

La figure 7.8 montre les résultats obtenus après 10 ans de simulation suite au remodelage de la surface et de la pente et après 10 ans de simulation suite à la mise en place de système de recouvrement (membrane). Cette figure illustre aussi les résultats obtenus après 23 ans de la mise en place de la halde pour fin de comparaison. Il y a une diminution de la saturation en eau et des flux d'eau liquide au sein de la halde. La faible perméabilité engendrée par le remodelage de la surface diminue considérablement l'alimentation en eau à la surface et devient quasiment négligeable à la suite d'un recouvrement. Les flux de liquide sont très faibles à cause la forte rétention d'eau par le matériau de recouvrement qui laisse passer uniquement une très faible quantité d'eau, de l'ordre de 28% de la lame d'eau considérée comme infiltration avant recouvrement. Cette situation engendre une faible perméabilité relative à l'air, réduisant l'entrée d'air et l'apport d'oxygène.

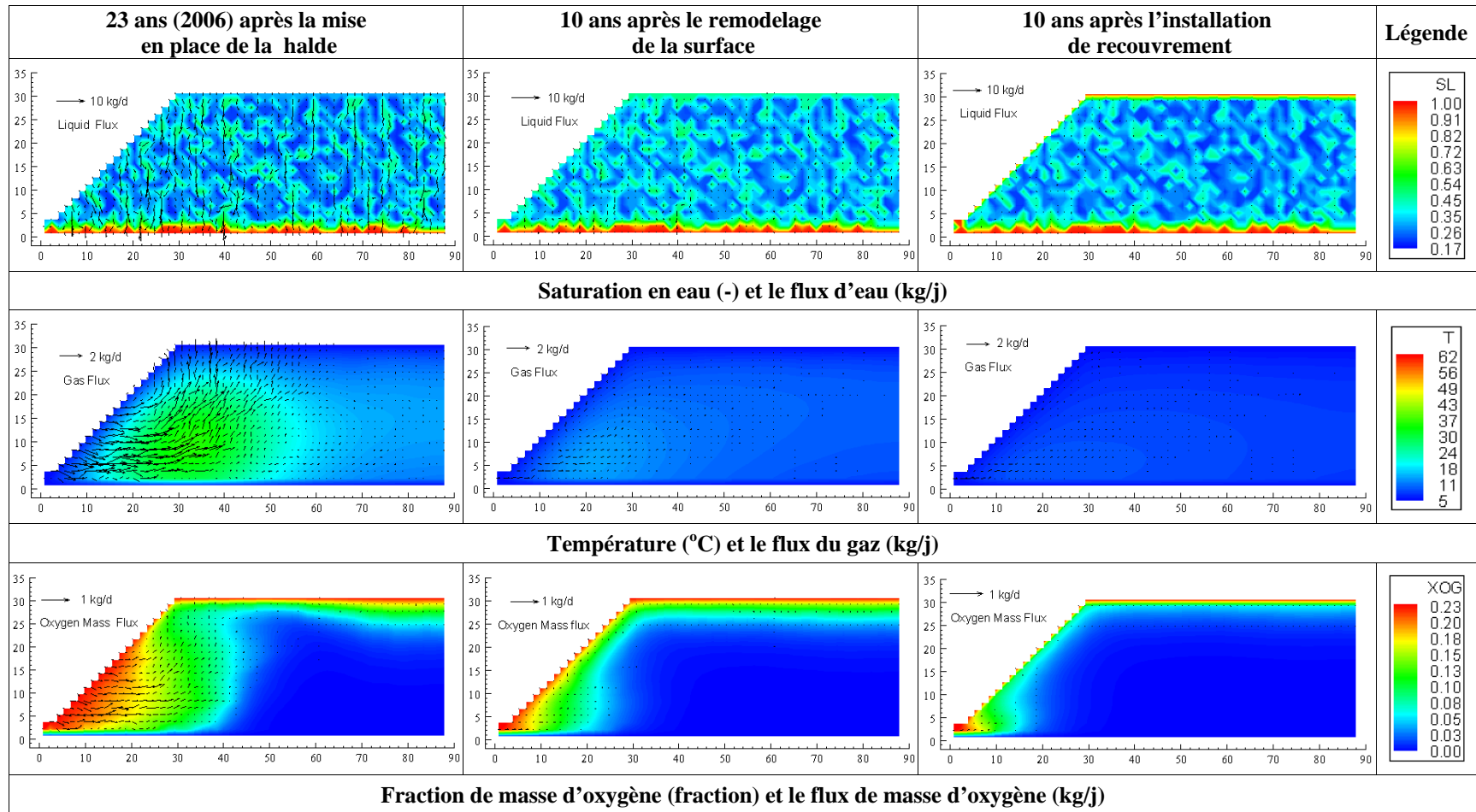


Figure 7.8. Conditions et flux simulés après 23 ans (2006) de la mise en place de la halde, après 10 de remodelage de la surface et la pente et après 10 ans de l'installation du système de recouvrement.

L'échelle colorée utilisée pour montrer les scalaires est illustrée à droite de la figure. Les flux sont montrés avec une flèche proportionnelle à leur magnitude. L'unité utilisée sur l'axe X et Y est le mètre.



Les patrons de circulation de gaz sont relativement différents. Le flux de gaz est petit et son entrée est très faible, ce qui fait disparaître les cellules de convection. Après 10 ans de simulation, la température maximale est de 14 °C suite au remodelage de la surface et atteint la valeur de 9 °C après recouvrement (figure 7.8) comparativement à 33 °C après 23 ans (2006) de la mise en place de la halde. L'apport d'oxygène est pratiquement nul, ceci est attribué à l'effet double de la membrane qui empêche l'entrée d'air et la formation de forte cellule de convection. L'augmentation de la saturation en eau diminue aussi très largement la diffusion d'oxygène. Il n'y a presque plus d'apport d'oxygène en bordure ni dans le centre de la halde, parce que le peu d'oxygène qui rentre est consommée au limite de la pente avant de pénétrer profondément.

Les deux alternatives (recouvrement et remodelage) ont montré une nette amélioration tant au niveau de la température que du taux de production de DMA. Cependant, la halde a montré une évolution au niveau des propriétés, cette évolution a été justifiée par des observations sur terrain en termes de la température enregistrée aux puits de surveillance (figures 7.5 et 7.6) et confirmé par des simulations numériques. Dans de telles conditions (vieillessement de la halde sud de la mine de Doyon) et tenant compte les résultats numériques obtenus suite au remodelage de la surface ou l'installation de recouvrement, on se contente de faire recours à un simple remodelage de la surface pour faire baisser davantage le taux d'oxydation et la génération de DMA. Cette alternative de remodelage de la surface a montré son efficacité dans ce cas particulier (vieillessement de la halde). Dans de telles situations (halde en voix d'extinction), il est préférable de faire recours à un remodelage de la surface que l'installation d'un recouvrement à cause du cout associé à l'opération.

Dans sa propre fonction, le concept de remodelage de la surface est de fournir un environnement capable de réduire le taux d'oxydation intrinsèque. En général, durant la vie active d'une halde, prendre ce concept comme solution définitive n'est pas réaliste, car un simple remodelage de la surface ne réduit pas significativement la perméabilité. La halde restera toujours exposée aux conditions climatiques par ses propres matériaux constituant, il y aura toujours un apport d'eau et d'oxygène à l'intérieur de la halde. Si la

halde est encore dans sa vie active et malgré que l'apport d'oxygène après remodelage soit plus faible qu'à l'état naturel, il est certainement assez suffisant pour maintenir le taux d'oxydation à un certain niveau capable de causer la production de DMA significative. De plus, ces matériaux peuvent s'altérer facilement, ce qui diminue la qualité protectrice de la surface vis à vis l'infiltration et l'entrée d'oxygène. Plusieurs facteurs peuvent influencer le fonctionnement de ce type d'alternative, les facteurs clés sont en général, la réactivité des matériaux, le type des matériaux, l'hydrogéologie de site et les conditions d'apport d'eau.

Les objectifs d'un recouvrement se résument dans sa fonction comme barrière à l'entrée d'oxygène atmosphérique vers l'intérieur de la halde par le maintien d'une degré de saturation en eau très élevée dans la couche de recouvrement et réduisant au minimum la diffusion d'oxygène et son écoulement à travers le système de recouvrement. Le deuxième rôle à jouer par ce système de recouvrement est sa fonction comme barrière à l'infiltration d'eau par le stockage d'eau dans cette couche à cause de sa faible perméabilité. Prédire la performance de système de recouvrement à l'aide de modèle numérique doit passer par l'intégration des matériaux de la halde avec leur contexte environnemental. Le système de recouvrement doit être conçu comme un système non saturé exposé à l'atmosphère, où la performance de système est significativement influencée par les conditions climatiques journalières, saisonnières et annuelles. Tous les modèles opèrent sous les mêmes principes fondamentaux, l'objectif est de résoudre un ensemble d'équations qui décrivent les processus physique sujet aux conditions limites et les propriétés des matériaux. Les conditions aux limites et les propriétés des matériaux changent et gouvernent la façon avec laquelle les processus actent dans le système. Dans l'évaluation de la performance de système de recouvrement, les processus physiques impliqués sont typiquement limités au : 1) mouvement d'air : ceci inclut l'advection, les processus de diffusion et le transport d'oxygène ; 2) mouvement d'eau : ceci inclut la percolation d'eau liquide (advection) aussi bien que le mouvement de la vapeur d'eau ; 3) mouvement de soluté : ceci inclut le transport des contaminants par advection et diffusion ; 4) réaction comme l'oxydation des sulfures ; 5) transport de chaleur. Les conditions aux limites est une fixation de problème dans ces endroits et forcent les

processus physiques à se comporter de certaines manières. Les conditions aux limites clés pour modéliser les systèmes de recouvrement sont : les conditions aux limites supérieures (hydrologie) ; les conditions initiales. Les propriétés des matériaux sont généralement basées sur les propriétés mesurables comme la porosité, la conductivité hydraulique, la teneur en eau et la courbe de rétention spécifique.

Les résultats de la modélisation numérique sont directement liés au critère de performance du système de recouvrement qui dépend des objectifs visés. Le résultat utilisé pour déterminer la conception du recouvrement le mieux adapté est la percolation ou l'infiltration d'eau vers les matériaux sous jacents constituant la halde. Le contrôle de l'évolution de l'oxygène peut être aussi utilisé comme base dans l'évaluation de la performance de recouvrement dans certains cas, selon les conditions climatiques de site. Cependant, le suivi de l'évolution de l'oxygène peut ne pas être techniquement faisable pour tous les sites à cause du climat sec sur une longue période de l'année. Mis à part cela, le flux d'oxygène devrait toujours être modélisé comme une partie intégrale des processus afin de juger la performance du système de recouvrement.

#### **7.3.4 Évolution des conditions moyennes dans le temps**

La représentation de l'évolution des conditions moyennes donne une lecture globale et une comparaison plus claire entre l'effet direct des propriétés des matériaux, de remodelage de la surface et l'effet de l'installation d'une membrane imperméable. La méthode suivant laquelle TOUGH AMD calcule les conditions moyennes est bien expliquée dans Lahmira et al. (Chapitre 4). La figure 7.9 représente l'évolution de conditions moyennes sur une période de 10 ans qui correspond à la vie active de la halde entre 1983 et 1993. Durant cette période, le système atteint une température moyenne de 27 °C et un taux d'oxydation de 1.67 kg/m<sup>3</sup>-an. Comme on a mentionné précédemment, la séquence thermique entre 1993 et 2006 montre une baisse progressive de la température au fil des années (voir figure 7.5 et 7.6). Pour reproduire cette évolution, on a baissé progressivement la perméabilité des matériaux afin de représenter l'évolution des propriétés des matériaux au fil de temps. Les résultats obtenus sont en concordance avec

les conditions observées et reproduisent les profils de température mesurés sur la période de 1993-2006. En terme des conditions moyennes, cette représentativité se traduit sur la figure 7.9 par une baisse de la température moyenne jusqu'à atteindre la valeur de 17 °C en 2006. Le taux d'oxydation suit la même tendance que la température et diminue d'une façon continue entre 1993-2006, en réponse aux modifications apportées aux propriétés des matériaux (k plus faible). Le taux d'oxydation atteint la valeur de 0.75 kg/m<sup>3</sup>-an, soit une baisse de 55% par rapport au taux d'oxydation obtenu en 1993. Cette baisse peut s'expliquer par un apport d'oxygène de plus en plus faible et une augmentation de la saturation en eau dans la halde causée par la capacité de rétention des matériaux de plus en plus forte (figure 7.9).

Malgré que la halde ait montré une vie moins active en termes de la génération de DMA, le système continuera à drainer du lixiviat. Désactiver la production de DMA passe en général par la technique de recouvrement qui empêche l'entrée d'oxygène dans le système. Le remodelage de la surface de la halde contribuera à diminuer encore la perméabilité de matériaux et à limiter l'apport d'oxygène. Après 10 ans de simulation, la figure 7.9 reflète bien le gain environnemental obtenu suite au remodelage de la pente et de la surface. Le tableau 7.3 indique que la température moyenne dans la halde diminue à une valeur de 10 °C et le taux d'oxydation se réduit à 0.38 kg/m<sup>3</sup>/an, soit une diminution encore de 49 % par rapport au taux d'oxydation de 2006 et 77% par rapport au taux d'oxydation de 1993.

Tableau 7.3. Conditions moyennes dans la halde

<b>Cas de simulations</b>	<b>Température (°C)</b>	<b>Taux d'oxydation (kg/m<sup>3</sup>·an)</b>	<b>Fraction de masse de la pyrite (-)</b>
Conditions moyennes en 1993	27	1.67	0.868
Conditions moyennes en 2006	15.7	0.750	0.729
10 ans après le remodelage de la surface et de la pente	10.1	0.381	0.713
10 ans après l'installation de recouvrement	7.0	0.172	0.731

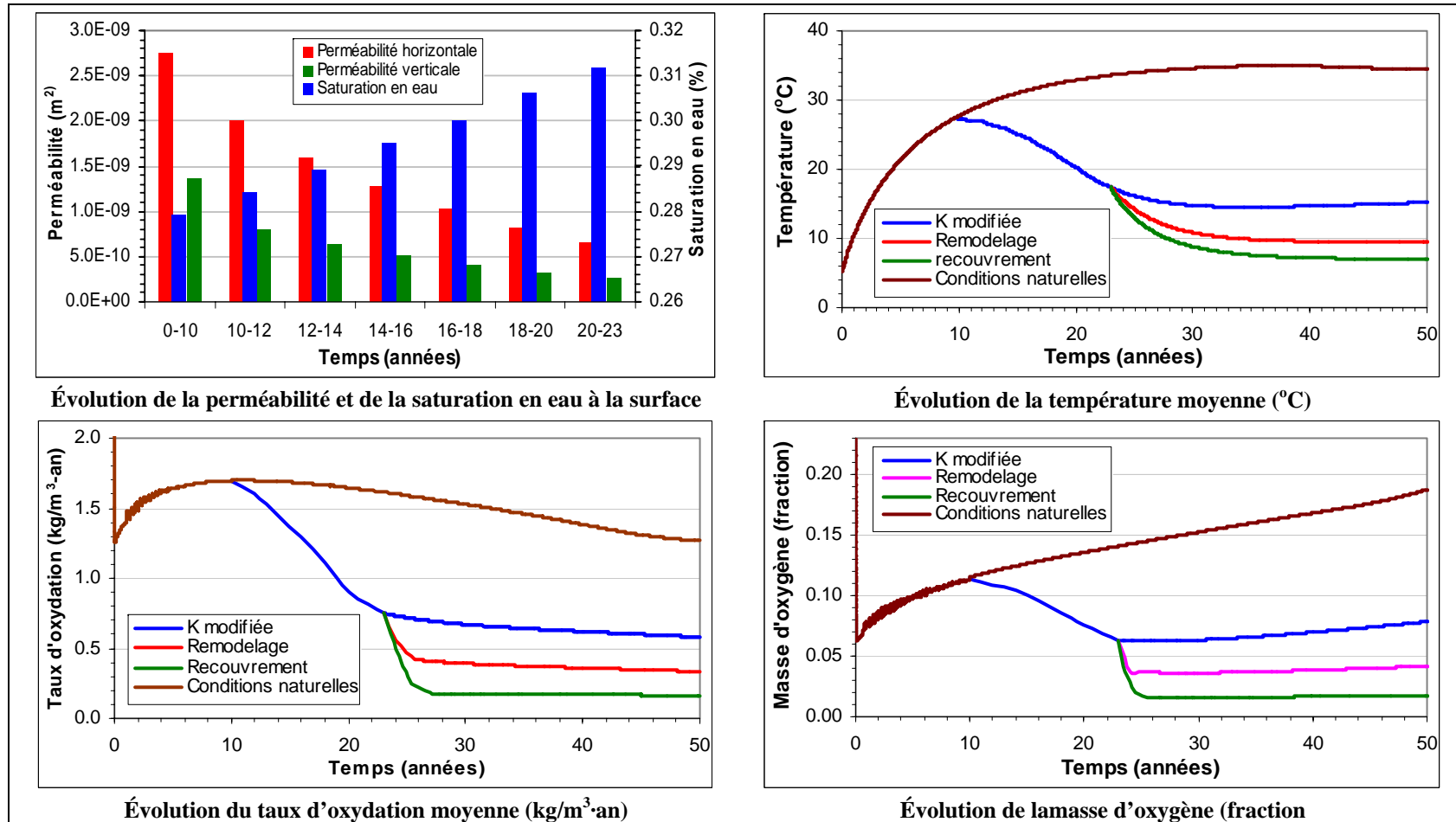


Figure 7.9. Évolution des conditions moyennes dans la halde à travers le temps.

Après 23 ans (correspond à l'année 2006), trois cas de simulation ont été considérés : 1) conditions naturelles correspondent à l'évolution de la halde à stériles avec la même conductivité hydraulique, 2) remodelage de la surface, cela mène à une faible perméabilité de la surface à cause de la circulation de la machinerie sur la halde, 3) recouvrement, cela implique une très faible perméabilité pour représenté l'installation d'une membrane imperméable.

La figure 7.9 montre aussi que le recouvrement de la halde est un bon moyen de lutte contre le DMA. Après 10 de l'installation de la membrane imperméable, la température moyenne arrive à une valeur très faible de l'ordre de 7 °C et un taux d'oxydation de 0.172 kg/m<sup>3</sup>-an, soit une diminution de 54% par rapport au taux d'oxydation obtenu suite au remodelage de la surface (après 10 ans) (tableau 7.3). Ces valeurs témoignent de l'arrêt plus ou moins complet de la génération de DMA. Par comparaison, le remodelage de la surface et le recouvrement de la halde ne montrent pas une différence significative en termes de la température moyenne, par contre il y a une diminution de 54% en termes de taux d'oxydation. Dans ces situations, les responsables doivent composer avec les facteurs coût d'opération et gain environnemental pour choisir entre un remodelage de la surface ou l'installation d'un recouvrement, tout en tenant compte que la halde est déjà dans sa période de vieillesse et la génération de DMA ne cesse pas de diminuer au fils des années. En conclusion, il y a trois points à retenir : le comportement de vieillesse est observé par le suivi de la séquence thermique mesurée sur le terrain, l'hypothèse portée sur l'évolution des propriétés des matériaux comme cause principal à été envisagé, les simulations reproduisent bien les conditions observées et confirment l'hypothèse. Tenant compte de l'état actuel de la halde qui passe par une période de vieillesse, les résultats obtenus montrent que le remodelage de la surface peut être une bonne solution dans de telle situation où le processus de génération de DMA est dans sa phase finale et en voie d'extinction.

#### **7.4 SIMULATION DU DRAINAGE DE LA HALDE**

Cette simulation a pour but d'estimer le temps nécessaire requis pour que la halde se draine de son lixiviat après son recouvrement. On suppose l'arrêt complet de l'infiltration et on calcule le temps nécessaire pour que la halde se draine. Compte tenu de l'objectif de cette simulation, la production de drainage minier acide n'est pas représentée dans le modèle et la simulation a été faite en conditions isothermes. On a considéré que la membrane est 100% étanche afin de voir la capacité de la halde à drainer du lixiviat. La simulation de drainage débute en supposant l'arrêt complet de l'infiltration. La modélisation a été réalisée sur une période de 20 ans durant laquelle le modèle représente

l'écoulement de l'eau dans la halde, ce qui permet un suivi de l'évolution de la saturation en eau, ainsi que le volume d'eau présent dans la halde et l'évolution du taux de drainage en fonction du temps. Cette alternative est un suivi indirect du lixiviat émis par la halde qui est étroitement lié à l'écoulement de l'eau, le seul vecteur de transport. La simulation utilise les propriétés des matériaux obtenues en 2006, l'objectif est aussi de voir s'il y aura un impact sur la quantité de lixiviat drainée à long terme.

La figure 7.10 montre l'évolution simulée du taux de drainage et du volume d'eau dans la halde après la mise en place de la membrane imperméable. Le taux de drainage est de 1 m/an après trois mois. La réduction de volume d'eau atteint 19 % après 2 ans et 22.4% après 5 ans. Après 10 ans, il y aura une réduction de 24.5% de volume d'eau initial et on arrive à 25.1% après 20 ans. La plus grande réduction se fait durant les premiers mois, cette réduction représente 37.5% après 3 mois et 85.8% après 5 ans du volume d'eau drainée sur 20 ans. Le taux de drainage se stabilise graduellement et devient plus faible au fil des années. Cette réduction du taux de drainage provient du fait que la saturation en eau est de plus en plus faible et que la conductivité hydraulique effective des matériaux est grandement diminuée.

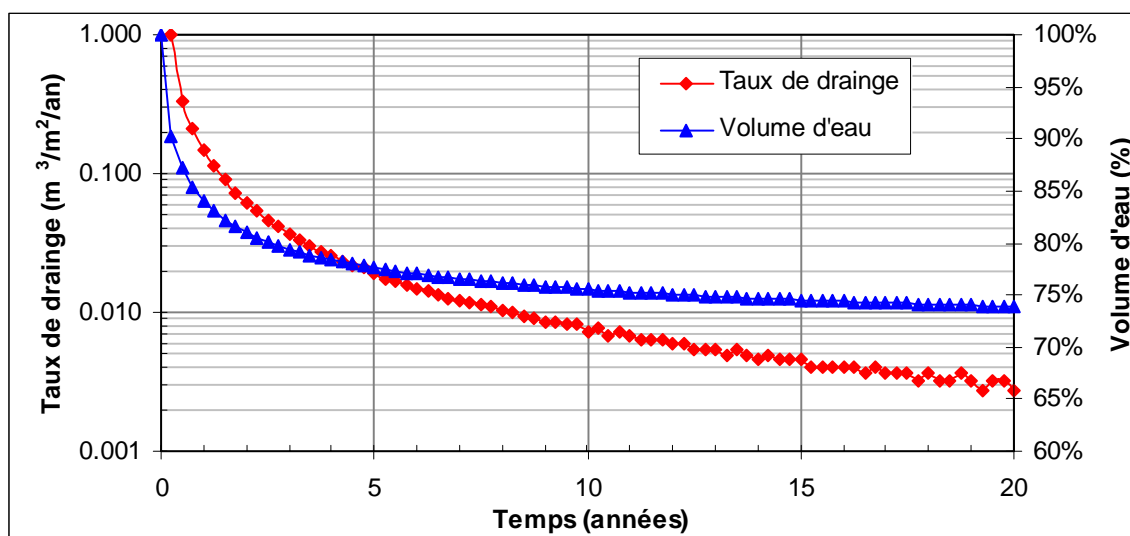


Figure 7.10. Simulation de l'évolution du taux de drainage et du volume d'eau dans la halde après la mise en place de la membrane imperméable

Une grande partie du lixiviat restera dans la halde sous forme résiduelle, retenue par capillarité entre les particules et même dans les particules poreuses elles-mêmes. Cette section de simulation a certaines limitations car le modèle utilise des conditions d'infiltration et de saturation fixes (moyennes) au début de simulation. En réalité, il peut y avoir plus au moins d'eau dans la halde que les conditions supposées dans la simulation. De plus, la simulation suppose aussi qu'il y aurait une surface imperméable sans aucune infiltration dans la halde. Aucune membrane n'est parfaite et il y aura toujours certaines infiltrations d'eau suite au recouvrement de la halde, mais la modélisation n'en tient pas en compte. Le modèle ne représente pas la vraie hétérogénéité réelle et il est seulement basé sur une distribution aléatoire de quatre matériaux qui serait susceptible de se trouver dans la halde. En réalité, il y a des matériaux aux propriétés différentes de celle supposées dans le modèle. Notamment, la présence de matériau plus fin aura pour cause de prolonger encore plus la période de drainage réelle. De plus, le modèle ne représente pas les surfaces de roulement créées dans la halde au-dessus des bancs lors de sa mise en place. Ces surfaces plus compactées et moins perméables vont retarder le drainage de la halde. Ainsi, le modèle ne tient pas compte du drainage de dépôts meubles sous la halde. Ces matériaux vont se drainer par un écoulement latéral vers les points bas dans la topographie du roc sous-jacent à la halde. Ce drainage latéral se poursuivra même après que la halde aura terminé de se drainer verticalement. Puisque du lixiviat est présent dans ces dépôts meubles, il y aura des résurgences de lixiviat à la base de la halde même après que ces stériles auront terminé de se drainer. Les puits d'observation dans les dépôts meubles vont aider à déterminer si leur drainage latéral est complété.

## 7.5 CONCLUSIONS

Les simulations réalisées ont été basées sur certains travaux précédents, sur la configuration du site et sur les données thermiques disponibles résumant l'évolution temporelles des conditions observées *in situ*. Le modèle numérique développé avec TOUGH AMD représente les processus physico-chimiques les plus importants impliqués dans la formation de DMA. Des alternatives ont été testées avec le modèle afin d'arriver à une représentation aussi réaliste que possible des conditions thermiques récemment



observées. L'évolution des propriétés des matériaux dans le temps (modification de la perméabilité) a permis de reproduire le comportement thermique observé et de supporter la prédiction du comportement de la halde à long terme. Une distribution aléatoire des matériaux pour représenter l'hétérogénéité du système a été validée après avoir pu reproduire les conditions observées sur terrain. Cette représentativité a été justifiée aussi par les résultats obtenus à partir d'un modèle homogène équivalent à celui utilisé par Lefebvre (1994). L'avantage du modèle hétérogène est que ce dernier permet une représentation plus détaillée du système d'écoulement et de l'organisation des fluides, notamment l'écoulement préférentiel qui se développe au sein de la halde en raison de la forte hétérogénéité du système.

Les données récoltées sur terrain (profils de température) montrent que, depuis sa mise en place, la halde de la mine Doyen a passé par trois périodes. La première période correspond à celle où le mécanisme d'oxydation et la production de DMA était en augmentation continue jusqu'à atteindre son maximum ; la deuxième est la période durant laquelle le taux d'oxydation était stable à son maximum ; la troisième période, présentement en cours, se caractérise par une diminution continue du taux d'oxydation au fil des années, c'est la période de vieillesse. La cause principale d'une telle diminution dans la production de DMA a été attribuée principalement à l'évolution des propriétés des matériaux avec le temps. Cette évolution se résume dans la diminution de la perméabilité des matériaux qui deviennent de plus en plus fins, ce qui est présumé se produire à cause de l'oxydation, de la précipitation de minéraux secondaires et de la désagrégation des schistes à séricite (Sracek et al. 2004). Il est présumé que cette situation fait augmenter la saturation en eau dans la halde grâce à la capacité de rétention d'eau des matériaux qui devient de plus en plus grande, et par conséquent entraîne une diminution de l'espace poreux disponible pour l'écoulement d'air et à l'apport d'oxygène.

Au fil des années, la réduction de la perméabilité des matériaux dans le modèle numérique a permis de reproduire l'évolution des conditions thermiques observées dans la halde. Cette représentativité des conditions thermiques simulées est une confirmation de l'hypothèse de départ concernant l'évolution des propriétés hydrauliques dans cette halde

à stériles et de leur effet direct sur le taux d'oxydation et la génération de DMA. Au contraire, la réduction de la réactivité des matériaux n'a pas permis de représenter l'évolution des conditions thermiques (pas montré dans l'article). En terme de prévention du DMA, les simulations ont montré qu'un recouvrement ne serait pas très bénéfique dans la situation où la halde passe par sa période de vie finale ou de vieillesse. Dans ce cas, les simulations ont montré qu'un simple remodelage de la surface qui en diminue la perméabilité peut être suffisant pour diminuer considérablement le taux d'oxydation et apporter un gain environnemental immédiat. Nos travaux n'ont cependant pas évalué l'ensemble des avantages qui pourraient résulter du recouvrement, notamment dans la gestion des eaux affectées ou non par la production de DMA. Une étude technico-économique complète serait requise à cette fin, ce qui est au-delà des objectifs de notre étude.

Après un éventuel recouvrement de la halde, une simulation a représenté le drainage de l'eau qu'elle contient. Le taux de drainage devient plus faible au fil des années. Cette réduction du taux de drainage provient du fait que la saturation en eau est de plus en plus faible et que la conductivité hydraulique effective des matériaux est grandement diminuée. Une grande partie du lixiviat restera dans la halde retenue par capillarité entre les particules et même dans les particules poreuses elles-mêmes. Ce lixiviat emprisonné à l'intérieur fera l'objet d'un drainage continu pour plusieurs années, ce qui exigera la poursuite de la neutralisation du lixiviat.

Dans la halde sud de la mine Doyon, la disponibilité de données thermiques sur une très longue période a permis de déceler une réduction prématurée de la température par rapport à l'évolution attendue sur la base de simulations numériques antérieures (Lefebvre et al. 2001b). Ces données thermiques et la simulation numérique ont permis de montrer que l'évolution dans le temps des propriétés hydrauliques de la halde peuvent altérer considérablement son comportement au niveau de la circulation des gaz, suffisamment pour réduire la production de DMA. Ces résultats montrent que la prédiction à long terme de la production de DMA d'une halde à stériles doit tenir compte de la possible évolution temporelle de ses propriétés hydrauliques. Ce changement de

comportement peut avoir des incidences sur les mesures de contrôle du DMA à mettre en œuvre, surtout pour les haldes qui ont été longtemps en place avant leur réhabilitation. Il faudrait cependant accumuler plus d'évidences sur l'évolution temporelle des propriétés hydrauliques des haldes à stériles pour déterminer si le cas de la halde sud de la mine Doyon est unique à cause de la nature de ces stériles, ou si ce comportement peut être commun. Un suivi à long terme des conditions thermiques et des concentrations en oxygène dans quelques haldes à stériles, réhabilitées ou non, pourrait fournir des indications sur leur comportement à long terme et les données nécessaires à l'évaluation de l'importance de ce phénomène.



## **CHAPITRE 8**

# **CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET RECOMMANDATIONS**



## CHAPITRE 8

### CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET RECOMMANDATIONS

Les travaux entrepris au cours de cette thèse visaient à expliquer les mécanismes physiques associés au drainage minier acide dans les haldes à stériles en tenant compte de leur hétérogénéité et de leur anisotropie. Ainsi, à l'aide de la modélisation numérique, nous avons exploré en détail l'écoulement du gaz dans les haldes à stériles et l'effet des conditions atmosphériques (température, pression barométrique) sur l'amplitude et le sens d'écoulement. L'effet des différents types d'hétérogénéités qui caractérisent ces systèmes, les méthodes de construction (par bancs, *end dumping*) des haldes et l'anisotropie ont été aussi étudiés en détail. Cette partie de la thèse nous a permis d'établir un cadre plus cohérent sur l'écoulement préférentiel des fluides (eau, gaz) et leur organisation au sein des haldes à stériles. Finalement, nous avons étudié l'impact de l'évolution des propriétés des matériaux dans le temps sur l'ensemble des processus impliqués dans la production de DMA et aussi l'effet d'une telle évolution sur le comportement des haldes de stériles à long terme.

Le modèle numérique appliqué pour représenter l'écoulement de gaz dans la mine Sullivan (chapitre 3) afin de reproduire les vitesses du gaz à travers le tuyau situé à sa base est fonction directement de la température. Les résultats obtenus sont en accord avec les observations et les données de surveillance obtenues sur le terrain. Le principal processus physique à l'origine de l'écoulement de gaz dans la halde est la convection thermique en raison de la flottabilité du gaz dans la halde. La force de flottabilité du gaz dépend de la différence entre la densité de gaz dans la halde et celle de l'air atmosphérique. Cette différence de densité est liée directement aux différences de température entre le gaz de la halde (à température constante) et l'air atmosphérique (à température variable). Quand la température atmosphérique est égale à la température à l'intérieur de la halde, il n'y aura aucun écoulement de gaz dans la halde. Cependant, quand la température atmosphérique est inférieure à celle de l'intérieur de la halde, la densité de l'air atmosphérique est supérieure à

la densité du gaz de la halde, qui tendra à monter vers le haut dans la halde. Au contraire, quand la température atmosphérique est supérieure à celle de l'intérieur de la halde, la densité de l'air atmosphérique est inférieure à celle du gaz de la halde et l'écoulement se fait vers le bas dans la halde. Dans ces conditions, le gaz de la halde tendra à être moins dense que l'atmosphère environnante en hiver et plus dense pendant l'été. Un tel mécanisme implique que l'écoulement du gaz est commandé par les forces externes, à savoir la température atmosphérique, plutôt que par les propriétés de la couche de recouvrement (couverture) ou des matériaux stériles, tant que ces matériaux sont assez perméables pour permettre à l'écoulement de gaz de se produire sous l'effet des forces de flottabilité.

Les résultats de simulations ont montré que l'écoulement de gaz dans les haldes n'est pas affecté par les changements de la pression atmosphérique car il n'affecte pas de manière significative la densité du gaz à l'intérieur de la halde et la densité de l'air atmosphérique. Dans notre cas étudié (Mine Sullivan), la perméabilité du matériau représentant le tuyau et le drain facilite l'écoulement et les échanges de gaz entre la halde et l'atmosphère. Le système atteint rapidement l'état d'équilibre (écoulement en régime permanent), dans environ 15 minutes dans les deux cas de perturbations principales de température et de pression. L'écoulement de gaz à travers le tuyau (conduite) et le recouvrement peut fournir rapidement le volume de gaz exigé pour compenser les effets de changements dans les conditions atmosphériques (température et pression). Le système normal ne subit pas de tels changements soudains et le système atteint dynamiquement un nouvel équilibre lié aux variations des conditions atmosphériques. Dans la mine Sullivan (chapitre 3), la majeure partie du gaz traversant la halde entre ou sort par le tuyau. Cependant, il y avait toujours des patrons semblables d'écoulement de gaz sans présence de tuyau. De même, le recouvrement de la halde limite les échanges de gaz entre la halde et l'atmosphère, mais un recouvrement de faible perméabilité n'est pas exigé pour reproduire le comportement d'écoulement de gaz observé. En fait, il y aurait même plus d'écoulement de gaz sans recouvrement et le gaz traverserait partiellement le tuyau. Un recouvrement parfaitement imperméable ne mènerait pas au comportement d'écoulement de gaz observé.



L'écoulement de gaz dans la mine Sullivan se produit sous certaines caractéristiques et processus propres à ce site. Plus de travail serait requis pour évaluer la gamme complète des conditions qui pourraient mener à un écoulement de gaz semblable à celui observé dans la mine Sullivan, où à d'autres comportements d'écoulement de gaz qui représenteraient également une menace à la sécurité. Cette question est complexe, puisqu'il y a une large gamme de possibilités dans la composition du gaz, la perméabilité à l'air des matériaux, la géométrie des haldes et les conditions atmosphériques qui pourraient influencer l'écoulement de gaz. Ces facteurs doivent être considérés selon les conditions spécifiques à un cas étudié.

Dans cette thèse (chapitre 4), nous avons précisé l'effet de l'hétérogénéité et de l'anisotropie sur les processus de transfert grâce à la modélisation numérique. Auparavant, la plupart des travaux sur la modélisation des processus physiques ont utilisés des conditions homogènes. En raison de l'évidence naissante au sujet de l'importance de l'hétérogénéité et de l'anisotropie sur l'écoulement de l'eau dans les haldes, notre étude a visé à améliorer la représentation des haldes à stériles par la modélisation numérique afin de simuler l'éventail des processus physiques impliqués dans la formation de DMA, particulièrement l'écoulement simultané d'eau et de gaz. Les résultats obtenus (Chapitre 4) montrent que les modèles hétérogènes induisent des chemins d'écoulement préférentiel d'eau et de gaz, même avec une distribution aléatoire des matériaux. L'écoulement de l'eau est limité aux matériaux de granulométrie fine. Cette particularité est liée directement aux propriétés capillaires des matériaux fins qui maintiennent un degré élevé de saturation en eau et une grande perméabilité effective à l'eau. À l'opposé, même si les matériaux grossiers ont des perméabilités totales élevées, leur saturation en eau est faible, ce qui leur confère une faible perméabilité effective à l'eau. L'écoulement de gaz se fait généralement à travers l'ensemble des matériaux, mais il se distingue aussi par un écoulement préférentiel à travers les matériaux grossiers dans lesquels la perméabilité effective et la saturation en gaz sont très élevées.

Une importante convection de gaz se produit, que le système soit homogène ou hétérogène. Ce phénomène est particulièrement visible en mode de dépôt par *end-*

*dumping* ( $k_v$  élevée). Dans ce cas, la cellule principale de circulation de gaz se développe près de la bordure dans tous les cas simulés. Le comportement commun ne dépend pas uniquement de la structure interne. Par conséquent, on s'attendait à ce que le processus physique de convection semble dominant par comparaison à l'arrangement interne des matériaux. Ce type d'écoulement de gaz se produit dans la plupart des haldes, tant que la perméabilité des matériaux permet l'initiation de la convection thermique. Mis à part la cellule de convection principale initiée, une variété de cellules secondaires de convection se développe près de la surface de la halde. L'intensité de ces cellules secondaires est fortement dépendante du type d'anisotropie. Le modèle représentatif de la méthode de construction par bancs ( $k_h$  élevée) a une cellule de convection mineure près de la surface. Distinctement, le modèle représentatif de la méthode de construction par *end-dumping* ( $k_v$  élevée) induit plusieurs cellules secondaires de convection qui s'initient près de la surface et apportent plus d'oxygène à l'intérieur de la halde. Il semble donc que l'anisotropie de la perméabilité est le facteur dominant qui contrôle l'importance des cellules secondaires de convection. Les résultats montrent que l'hétérogénéité est à l'origine de l'écoulement préférentiel. Ceci a une implication importante sur la façon dont le milieu se désature en eau après l'installation d'un recouvrement imperméable. L'écoulement préférentiel de l'eau a aussi des implications importantes sur le transport de masse et de lixiviat dans les haldes à stériles. Sur la base des évidences géochimiques, Sracek et al. (2004) ont identifié un échange entre un écoulement rapide et un écoulement lent dans une halde à stérile, ce qui est cohérent avec les résultats de nos simulations.

L'abondance de matériaux fins ou de perméabilité faible près de la bordure de la halde et près de la surface affecte l'entrée d'air par ces endroits à cause de la saturation en eau élevée des matériaux fins. Cela minimise l'espace poreux réservé à l'écoulement d'air et par conséquent réduit l'apport d'oxygène. À l'opposé, le fait d'avoir une zone formée par la juxtaposition des matériaux grossiers favorise l'écoulement préférentiel de gaz et la zone de nature grossière jouera le rôle d'un passage préférentiel de la vapeur d'eau sous forme de cheminées. La distribution des matériaux affecte la distribution de la saturation en eau au sein de la halde, soit par la condensation de la vapeur d'eau dans les zones froides le long de son trajet, soit sous forme de perte d'eau par son échappement sous

forme de vapeur d'eau en surface. Dans le cas où les matériaux sous la surface de la halde ont une nature fine (moins perméable), cela minimise la perte d'eau présente dans la halde et favorise la condensation de la vapeur d'eau. De plus, une zone de telle nature près de la surface empêche la formation des cellules secondaires de convection par manque d'oxygène et par conséquent entraîne une réduction du taux global d'oxydation et de la génération de DMA.

L'initiation de la convection, principalement les cellules secondaires de convection, nécessite une perméabilité assez élevée et l'absence d'une trop grande proportion de matériaux fins et très fins (chapitre 5). Autrement dit, la présence de matériaux grossiers n'entraîne pas nécessairement un apport d'oxygène et une oxydation importante capable de fournir des températures élevées pour déclencher la convection. Cela dépend plus de l'absence d'une forte proportion de matériaux fins dans la halde. Les matériaux fins retiennent plus d'eau, ce qui augmente la saturation en eau dans la halde et cause une diminution de l'espace poreux pour l'écoulement d'air et l'apport d'oxygène. Cela cause une diminution du taux de génération de DMA au fur et à mesure que la perméabilité du matériau fin diminue. Malgré le fait que le matériau grossier soit toujours présent dans une halde, le fort contraste capillaire par rapport au matériau fin peut complètement désactiver le processus d'oxydation, quelque soit la méthode de construction employée. Pour une halde où il y a infiltration significative d'eau, l'effet du transport advectif (eau) de chaleur vers le bas joue un rôle important pour limiter l'augmentation de la température, tant que la circulation thermique de gaz vers le haut est limitée.

La prise en compte de l'hétérogénéité chimique (chapitre 6) a permis de détecter ses effets directs sur la diffusion d'oxygène et la cinétique d'oxydation. Les effets principaux de l'hétérogénéité chimique semblent être un fort étalement du front d'oxydation à l'intérieur de la halde, ainsi que des variations prononcées du taux d'oxydation d'un endroit à l'autre, selon la présence de matériaux réactifs ou non. Évidemment, les plus forts taux d'oxydation correspondent généralement aux zones de forte concentration en oxygène. Mise à part l'oxydation non uniforme causée par l'hétérogénéité chimique, l'usage d'une réactivité équivalente dans un modèle numérique a montré que le

comportement de la halde peut être représenté adéquatement (cinétique d'oxydation) sans affecter grandement le comportement global simulé. Cependant, cette simplification n'est pas valable pour l'hétérogénéité physique, car les propriétés capillaires (perméabilité) contrôlent directement l'écoulement et l'organisation des fluides au sein de la halde.

La formation des couches compactées dans le cas d'un dépôt par bancs affecte grandement l'écoulement des fluides, surtout l'écoulement de l'eau. Ces couches compactées retiennent plus d'eau et augmentent la saturation en eau au sein de la halde à cause de leur forte capacité de rétention d'eau. Les couches compactées jouent aussi plus ou moins le rôle d'une barrière capillaire. Malgré cela, elles n'arrêtent pas la convection de gaz et la génération de DMA, mais plutôt subdivisent la cellule principale de convection en plusieurs cellules de convection d'intensité moindre selon le nombre de couches compactées présentes dans le système. Cependant, les simulations ont montré que la prise en compte de l'ensemble des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) dans le même système a un effet nettement distinct sur la génération de DMA. Les résultats obtenus dans ce cas ont montré une nette baisse du taux d'oxydation (moins d'apport d'oxygène). De plus, le calcul de bilan d'eau a montré une faible perte d'eau par évaporation dans le cas où les différents types d'hétérogénéité ont été combinés dans le même système. Ce résultat permet de déduire qu'il est préférable de mélanger les stériles avec des matériaux moins réactifs, de planifier la création de couches compactées à plusieurs niveaux (Lahmira – cette thèse) et d'incliner ces couches (Fala 2008) lors de la construction, pour limiter le DMA au moins à moyen terme.

Même si les propriétés des matériaux (en particulier la perméabilité) utilisées dans notre modèle pour représenter l'hétérogénéité des haldes à stériles (chapitre 4, 5 et 6) varient sur une gamme assez large, les valeurs utilisées ne couvrent pas toute la gamme de variation de la perméabilité qui peut être retrouvée dans les haldes à stériles. Les conditions utilisées représentent plutôt des systèmes relativement perméables et producteurs de DMA dans lesquels la convection thermique des gaz joue un rôle significatif dans l'apport d'oxygène. La présence des matériaux perméables facilite la circulation d'air de l'atmosphère vers l'intérieur de la halde, ce qui favorise l'apport

d'oxygène par convection pour soutenir le processus d'oxydation et la génération de DMA. Ces conditions de convection ont permis de mettre l'emphase sur les mécanismes responsables de l'approvisionnement en oxygène dans un système convectif et producteur de DMA (principalement l'apport par convection et l'effet de pompage barométrique). Il ne s'agit pas ici de représenter la distribution spatiale continue des matériaux ou la véritable structure interne, mais plutôt d'étudier l'effet de l'hétérogénéité représentée par un ensemble de matériaux aux propriétés (perméabilité) distinctes. La représentation du mode de construction est basée sur la même distribution spatiale des matériaux aux propriétés capillaires constantes. La distinction entre les deux modes de construction est associée directement à l'anisotropie (rapport entre la composante horizontale et verticale de la perméabilité). Pour ces raisons, le maillage utilisé dans notre approche permet de représenter l'effet global de l'hétérogénéité physique des haldes à stériles sur les processus physiques impliqués dans la génération de DMA et plus particulièrement la circulation des fluides (liquide, gaz) et les mécanismes d'apport d'oxygène de l'atmosphère vers l'intérieur de la halde. Puisque la halde sud de la mine Doyon est le site de référence pour valider les résultats obtenus, en tenant compte la situation géographique de cette halde nos résultats de simulation peuvent être considérés représentatifs de haldes constituées de matériaux à forte perméabilité, où il a forte convection thermique des gaz, entraînant une forte production de DMA et localisé sous un climat tempéré où les précipitations plutôt abondantes entraînent une infiltration considérable.

Enfin, le suivi dans le temps du comportement de la halde sud de la mine Doyon (chapitre 7) a permis de conclure que la vie des haldes à stériles passe par plusieurs périodes distinctes. La première période correspond à celle où le mécanisme d'oxydation et la production de DMA est en augmentation continue jusqu'à atteindre son maximum ; la deuxième est la période durant laquelle le taux d'oxydation est stable à son maximum ; la troisième se caractérise par une diminution continue du taux d'oxydation au fil des années, c'est la période de vieillesse. Dans le cas de la mine Doyon, la cause principale d'une telle diminution dans la production de DMA a été attribuée principalement à l'évolution des propriétés des matériaux avec le temps. Cette évolution se résume dans la diminution de la perméabilité des matériaux qui deviennent de plus en plus fins à cause

de l'oxydation et de la précipitation de minéraux secondaires. Cette situation fait augmenter la saturation en eau dans la halde grâce à la capacité de rétention d'eau des matériaux de plus en plus grande, et induit par conséquent une diminution de l'espace poreux réservé à l'écoulement d'air, ce qui limite l'apport d'oxygène.

En terme de prévention, dans le cas d'une halde qui passe par la période de vieillesse comme le cas de la halde sud de la mine Doyon (nette réduction de DMA), les résultats de simulations obtenus ont permis de conclure que le remodelage de la surface et des pentes peut être suffisant pour diminuer considérablement le taux d'oxydation et apporter un gain environnemental immédiat sans procéder au recouvrement. Nos travaux n'ont cependant pas évalué l'ensemble des avantages qui pourraient résulter du recouvrement, notamment dans la gestion des eaux affectées ou non par la production de DMA. Même après un éventuel recouvrement d'une halde en voie d'extinction, le taux de drainage devient plus faible au fil des années. Cette réduction du taux de drainage provient du fait que la saturation en eau est de plus en plus élevée et que la conductivité hydraulique effective des matériaux est grandement diminuée. Une grande partie du lixiviat restera dans la halde retenue par capillarité entre les particules et même dans les particules poreuses elles-mêmes. Ce lixiviat emprisonné à l'intérieur fera l'objet d'un drainage continu pour plusieurs années jusqu'à atteindre la saturation en eau résiduelle, ce qui exigera la poursuite de la neutralisation du lixiviat.

Dans la halde sud de la mine Doyon, la disponibilité de données thermiques sur une très longue période a permis de déceler une réduction prématurée de la température par rapport à l'évolution attendue sur la base de simulations numériques antérieures (Lefebvre et al. 2001b). Ces données thermiques et la simulation numérique ont permis de montrer que l'évolution dans le temps des propriétés hydrauliques de la halde peuvent altérer considérablement son comportement au niveau de la circulation des gaz, suffisamment pour réduire la production de DMA. Ces résultats montrent que la prédiction à long terme de la production de DMA d'une halde à stériles doit tenir compte de la possible évolution temporelle de ses propriétés hydrauliques. Ce changement de comportement peut avoir des incidences sur les mesures de contrôle du DMA à mettre en

œuvre, surtout pour les haldes qui ont été longtemps en place avant leur réhabilitation. Il faudrait cependant accumuler plus d'évidences sur l'évolution temporelle des propriétés hydrauliques des haldes à stériles pour déterminer si le cas de la halde sud de la mine Doyon est unique à cause de la nature de ces stériles, ou si ce comportement peut être commun. Un suivi à long terme des conditions thermiques et des concentrations en oxygène dans quelques haldes à stériles, réhabilitées ou non, pourrait fournir des indications sur leur comportement à long terme et les données nécessaires à l'évaluation de l'importance de ce phénomène.

Il reste quand même des choses à définir au sujet de la dynamique de l'écoulement préférentiel dans les haldes à stériles et dans le milieu poreux en général ou lors d'un événement de lixiviation. Les chemins de l'écoulement préférentiel sont-ils stables dans le temps ou subissent-ils des changements même si les conditions aux limites restent constantes? La réponse à cette question aiderait dans le développement de modèles conceptuels encore plus réalistes des mécanismes d'écoulement préférentiel et devrait mener au développement de modèles numériques plus précis du mouvement d'eau, du gaz et de transport des produits chimiques où l'écoulement préférentiel est significatif.

À la lumière des résultats obtenus dans cette thèse, nous proposons d'éviter le mode de construction *end-dumping* autant que la topographie permet une construction en mode par bancs. Mélanger les stériles avec des matériaux plus fins, favorise l'accumulation d'eau et minimise l'espace poreux pour l'écoulement de gaz et l'apport d'oxygène. Cette idée trouve sa place dans les mesures préventives pour minimiser la convection lors de la mise en place de haldes de stériles ; le mélange ou l'alternance de matériaux à plus faible perméabilité avec les stériles pourrait potentiellement réduire la production de DMA en prévenant l'amorce de la convection.

Il est recommandé d'augmenter la fraction des matériaux fins près de la surface de la halde et sur les pentes. L'abondance de matériaux fins près de la surface et de la bordure de la halde affecte l'entrée d'air et l'apport d'oxygène. En plus, cela permet d'éviter la formation de zone grossière fermée qui favorise l'écoulement préférentiel de gaz et le

passage préférentiel de la vapeur d'eau sous forme de cheminées. De plus, Si la géologie de la région le permet, mélanger les stériles avec des matériaux non réactifs (neutralisant) aiderait à diminuer le taux de production de DMA et à le neutraliser sur place à l'intérieur de la halde. En plus de réduire la production de DMA, cela augmenterait l'altération des propriétés physiques des stériles en diminuant la perméabilité et en augmentant la capacité de rétention d'eau à cause de la précipitation des minéraux dans les pores. Créer des niveaux compactés à différents niveaux lors de la construction provoquerait l'accumulation d'eau en plus de subdiviser la cellule de convection en plusieurs petites cellules de convection. Faire un remodelage de la surface et de la pente à la fin de construction réduirait la perméabilité de la surface et l'apport d'oxygène.



## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Aachib, M., 1997. Étude en laboratoire de la performance d'un système de recouvrement constitué de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Canada, 298 p.
- Aachib, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2002. Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficients of unsaturated soils. Proceeding, 55<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Canadian Geotechnical society, Niagara Falls, Ontario, p 163-172.
- Alaoui, A., Germann, P., Jarvis, N., Acutis, M., 2003. Dual-porosity ad kinematic wave approaches to asses the degree of preferential flow in an unsaturated soil. Hydrological Sciences Journal. 48(3): 455-472.
- Allison, J.D., Brown, D.S., Novo-Gradac, K.J., 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0 user's manual. EPA/600/3-91/021, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, U.S.A.
- Anderson, M., Scharer, M.J., Nicholson, R.V., 1999. The oxygen consumption method (OCM): A new technique for quantifying sulphide oxidation rates in waste rock. Sudbury '99, Mining and the Environment, September 12-15, Sudbury, Ontario, pp. 1133-1142.
- Anterrieu, O. 2006. Caractérisation géophysique de la structure interne d'une halde à stériles. Master Thesis, École Polytechnique de Montreal, Canada.
- Anterrieu, O., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., 2007. A geophysical investigation of the internal structure of a waste rock pile. Mining and the Environment IV Conference, October 19-27, 2007. Sudbury, Ontario, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., 2001. Meeting environmental challenges for mine waste management. Geotechnical News. September 2001:21-26.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P., Crespo, J.R., 1996. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, 1:1-13.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002a. "Environnement et gestion des rejets miniers." [CD-ROM] Montreal, Québec, Les presses internationales de Polytechnique.

- Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M., Chapuis, R.P., 2002b. "Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées ans les haldes à stériles", in défis et perspectives : symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines. [CD-ROM] Rouyn-Noranda, Canada.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M.A., Chapuis, R., Bussière, B., Lahmira, B., Lefebvre, R., 2008: Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Symposium 2008 sur l'environnement et les mines, Concilier développement durable et exploitation minière, 2-5 novembre 2008, UQAT, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P., Chouteau, M, Molson, G.W., 2005. Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Symposium Rouyn-Noranda : L'environnement et les mines, mai 2005, Rouyn-Noranda, Proc. On CD-ROM, CIM.
- Azam, S., Wilson, G.W., Herasymuik, G., Nichol, C., Barbour, L.S., 2007. Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA. *Bull Eng Environ* (2007) 66:259-268.
- Baehr, A.L., Hult, M.F., 1991. Evaluation of unsaturated zone air permeability through pneumatic tests. *Water Resources. Res.* 27 (10), 2605-2617.
- Bain, J.G., Mayer, K.U., Blowes, D.W., Frind, E.O., Molson, J.W., Kahnt, R., Jenk, U., 2001. Modeling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine. *J. Contam. Hydrol.* 52(1-4):109-135.
- Baker, R.S., D. Hillel, 1990. Laboratory tests of a theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Science Society of America Journal* 54: 20-30.
- Barbour, M.L., Hendry, J., 2002. In situ measurements and monitoring for rock wastes, Rouyn-Noranda. On CD-ROM, Canadian Institute of Mining & Metallurgy, Montreal, Canada.
- Barbour, S L. 1990. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 27, 398-401.
- Battistelli, A., 2008. Modeling Multiphase Organic Spills in Coastal Sites with TMVOC V.2.0. *Vadose Zone Journal*. 7:316-324.
- Bennet, J.W., Comarmond, M.J., Jeffery, J.J., 2000. Comparison of sulfidic oxidation rates measured in the laboratory and the field, in *Proceedings 5<sup>th</sup> International*

- Conference on Acid Rock Drainage, pp 163-171 (Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc: Littleton).
- Bennet, J.W., Timms, G.P., 1999. The phenomenon of remnant heat in sulfidic waste rock dump, in *Proceedings Mining and the Environment II 1999*, (Eds: D Goldsack, N Belzile, P Yearwood and G Hall) pp 1-7, Sudbury, Ontario, Canada.
- Bennett, J.W., Garvie, A.M and Ritchie, A.I.M., 1993. Field procedures manual: measurement of gas permeability, Australian Nuclear Science Technology Org Report ANSTO/C317.
- Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18(5): 1311-1325.
- Birkholzer, J., Tsang, C.F., 1997. Solute channeling in unsaturated heterogeneous porous media. *Water Resources Research* 33(10): 2221-2238.
- Blowes, D. W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., 2003. The Geochemistry of acid mine drainage. Pages 149-204 in H. D. Holland and K.K Turkian, editors. *Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford.
- Blowes, D.W., Ptacek. C.J., 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-waste, Jambor, J.L., Blowes, D.W. (eds). Mineralogical association of Canada. Special Vol. 22, p 272–292.
- Boldt-Leppin, B., O’Kane, M., Haug, M.D., 1999. Soil covers for sloped surfaces of mine waste rock and tailings. In *Proceedings of the Tailings and Mine Waste Conference*, Fort Collins, Colorado, January 24-27, pp. 393-403.
- Bourque, É., 1994. Hydrologie d’une halde de stériles miniers affectée par le drainage minier acide. *Essai de maîtrise*, Université Laval, juin 1994, 28 p.
- Brantley, S.L., 2003. Reaction kinetic of primary rock-forming minerals under ambient conditions. Pages 73-117 in H. D. Holland and K.K Turkian, editors. *Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, London.
- Braun, R.L., Lewis, A.E, Wadsworth, M.E., 1974. In-placing leaching of primary sulphide ores: Laboratory leaching data and kinetics model. *Solution Symposium*, American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers Inc., New York, NY, pp.295-323.
- British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, 1992. *Field QA/QC Protocols for Monitoring and Predicting Impacts of Acid Mine Drainage*. Nerecol Environmental Consultants Ltd., 68 pp.

- Brooks, R.H., and Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrol. Papers, Colo. State Univ.*, n° 3, March 1964, 36p.
- Brown, J.G., et Glynn, P.D., 2003. Kinetic dissolution of carbonates and Mn oxides in acidic water: measurement of in situ field rates and reactive transport modeling. *Applied Geochemistry*. 18:1225-1239.
- Brown, P.L., Lawson, R.T., 1997. The use of kinetic modelling as a tool in the assessment of contaminant release during rehabilitation of a uranium mine. *Journal of Contaminant Hydrology*. 26 :27-34.
- Bussière, B. et Aubertin, M., 1999. Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment. In *Proceedings of Sudbury '99, Mining and the Environment II*, Sudbury, Ontario, September 12-15, 1999, pp. 19-28.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R., 2002. A lab set-up to evaluate the hydraulic behaviour of inclined capillary barriers. In *Proceedings: Physical Modelling in Geotechniques: ICPMG '02 Phillips, Guo & Popescu (Eds)*, A.A. Belkema Publishers, ISBN 90 5809 389 1, p. 391-396.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003a. The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 512-535.
- Cariaga, E., Concha, F., Sepúlveda, M., 2005. Flow through porous media with applications to heap leaching of copper ores. *Chemical Engineering Journal*. 111 (2-3): 151-165.
- Carrillo, M.L.K., J. Letey, S.R. Yates., 2000. Unstable water flow in a layered soil: I. Effects of stable water-repellent layer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:450-455.
- Casas, J.M., Martinez, J., Moreno, L., Vergas, T., 1995. Two dimensional model of heat and gas transport and mineral oxidation in copper bioleaching dump. *Biohydrometallurgical Processing*, vol. 1, University of Chile, Santiago, 1995, pp. 447-457.
- Cathles, L.M., 1979. Predictive capabilities of a finite difference model of copper leaching in low grade industrial sulfide waste dumps. *Math.Geol.*11, 175-191.
- Cathles, L.M., Apps, J.A., 1975. A model of dump leaching that incorporates oxygen balance, heat balance, and air convection, *Mettall. Trans. B* 6B, 617-624.
- Cathles, L.M., Schilitt, W.J., 1980. A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. *Proceedings of the Las Vegas Symposium on Leaching and recovering Copper from As-Mined Materials*, Las Vegas, USA, Solution Mining Committee, Society of Mining Engineers of AIME, 1980, pp. 9-27.

- Cho, H., de Rooij, G.H., Inoue, M., 2005. The pressure head regime in the induction zone during unstable nonponding infiltration. *Vadose Zone Journal*. 4:908-914.
- Cifuentes, E., 2005. Modélisation numérique des écoulements non saturés dans les couvertures à effet de Barrière capillaire inclinées. Rapport de maîtrise (M.Eng) École Polytechnique de Montréal.
- Davis, G.B., Doherty, G., Ritchie, A.I.M., 1986b. A Model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 2. Comparison of numerical and approximate solution, *Appl. Math. Modell.* 10, 323-330.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M., 1986a. A model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 1. Equations and approximate solution, *App. Math. Modell.* 10, 314-322.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M., 1987. A model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 3. Import of particle size distribution, *Appl. Math. Modell.* 11, 417-422.
- Dawson, B., Phillip, M., O’Kane, M., 2009. Sullivan Mine fatalities incident: Site setting, acid rock drainage management, land reclamation and investigation into the fatalities. 8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009.
- Diment, G.A., Watson, K.K., 1985. Stability analysis of water movement in unsaturated porous materials. 3: Experimental studies. *Water Resources Research*. 21:979-984.
- Dixon, D.G., Hendrix, J.L., 1993. A general model for leaching solid reactants from porous ore particles. *Laboratory and Leaching Data*, EPD Congress, The Minerals, Metals and Materials Society, Warrendale, PA, 1993, pp.21-43.
- Eary, L.E., Runnells, D.D., Esposito, K.J., 2003. Geochemical controls on ground water composition at the Cripple Creek Mining District, Cripple Creek, Colorado. *Applied Geochemistry*. 18:1-24.
- El Boushi, I.M., Davis, S.N., 1969. Water-retention characteristics of coarse rock particles. *Journal of Hydrology*. 8: 431-441.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., David, D.J., 1993. Field evaluation of sulphide oxidation rates. *Nordic Hydrology*. 24:323-338.
- Eriksson, N., Destouni, G., 1997. Combined effects of dissolution kinetics, secondary mineral precipitation, and preferential flow on copper leaching from mining waste rock. *Water Resource Research*. 33(3), 471-483.
- Evangelou, V.P., and Zhang, Y.L., 1995. A review – Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Environmental Science & Technology*. 25:141-199.

- Fala, O. 2008. Études des écoulements préférentiels dans les milieux poreux : application au haldes à stériles. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Fala, O., 2002. Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dép. CGM, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- Fala, O., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B., Wilson, G.W., Chapuis, R., Martin, V., 2003. Numerical modeling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles. In: Farrell, T., Taylor, G. (Eds). 6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Cairns, Australia, Publication Series 3/2003, pp. 895-902.
- Fala, O., Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B., 2005. Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water & Environment* 24(4): 172-185.
- Fala, O., Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., 2006. Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock piles. Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 2006, St. Louis, Missouri, R.I. Barnhisel (ed). The American Society of Mining and Reclamation, pp. 582-597.
- Feasby, D.G., Blanchette, M., Tremblay, G., 1991. The mine environment neutral drainage (MEND) Program. Proc. Of the 2<sup>nd</sup> Int. Conf. On the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Sep. 16-18, 1991, pp 1-27.
- Feasby, D.G., Tremblay, G.A., Weatherell, C.J., 1997. A decade of technology improvement to the challenge of acid drainage – A Canadian Perspective. Proceedings, 4<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 1997.
- Ferguson, R.B., Erickson, P.M., 1989. Will it generate AMS? An overview of methods to predict acid mine drainage. Proceedings of Acid Mine drainage Workshop, Halifax. Environment Canada. P.116-145.
- Fines, P., Wilson, G.W., Williams, D.J., Tran, A.B., Miller, S., 2003. Field characterization of two full-scale waste rock piles. In: Proceedings of the 6<sup>th</sup> international conference on acid rock drainage, Cairns, Australia.
- Finsterle, S., Kowalsky, M.B., 2008. Joint hydrological-geophysical inversion for soil structure identification. *Vadose Zone Journal*. 7:287-293.
- Flint, A.L; Flint, L.E; Dettinger, M.D., 2008. Modeling Soil Moisture Processes and Recharge under a Melting Snowpack. *Vadose Zone Journal*. 7:350-357.

- Flury, M., Fluhler, H., Jury, W.A., Leuenberger, J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resources Research*, 30(7):1945-1954.
- Garvie, A.M., Brodie, K.M., 1999. Measurement of oxygen diffusion coefficients in cover on waste rock at Martha Mine, New Zealand, in *Proceedings Mining and the Environment II 1999* (Eds: D Goldsack, N Belzile, P Yearwood and G Hall) pp 253-260, Sudbury, Ontario, Canada.
- Geiger, S.L., Durnford, D.S., 2000. Infiltration in homogeneous sands and a mechanistic model of unstable flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:460-469.
- Gélinas, P., Lefebvre, R., Choquette, M., 1992. Characterization of acid mine drainage production from a waste rock dump at La Mine Doyon, Quebec. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. On Env. Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Prod. Calgary, Alberta, Canada, Sept.
- Gélinas, P., Lefebvre, R., Choquette, M., Isabel, D., Locat, J., Guay, R., 1994. Monitoring and modeling of acid drainage from waste rock dumps - La Mine Doyon case study. MEND research Program report to CANMET, Ottawa, Canada, August 1994, 240 pp.
- Gerke, H.H., Molson, J.W., Frind, E.O., 1998. Modeling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoiles, *Journal of Hydrology* (209) 166-185.
- Ghodrati, M., Jury, W.A., 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation. Method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *Journal of Hydrology*. 11:101-125.
- Guo, W., 1993. Numerical simulation of coupled heat transfer and gas flow in porous media with applications to acid mine drainage, Ph.D., Penn State University, University Park, PA, USA, 1993.
- Guo, W., Parizek, R.R., Rose, A.W., 1994. The role of thermal convection in resupplying O<sub>2</sub> to strip coal-mine spoil, *Soil Sci.* 158 (1), 47-55.
- Gustafsson, H., 1997. A summary of the Swedish AMD Experience. Proc. 4<sup>th</sup> Int. Conf. On Acid Rock drainage, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6.
- Hangen, E., Gerke, H.H., Shaaf, W., Huttl, R.F., 2004. Assessment of preferential flow processes in a forest-reclaimed lignitic mine soil by multicell sampling of drainage water and three tracers. *Journal of Hydrology*. 303(1-4):16-37.
- Harries, J.R., 1997. Estimating the liability for acid mine/rock drainage in Australia. Proc. 4<sup>th</sup> Int. Conf. On Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6.

- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M., 1981. The uses of temperature profiles to estimate the pyrite oxidation rate in a waste rock dump from an open-cut mine. *Water, Air, Soil Pollution*.15, 405-423.
- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M., 1985. Pore gas composition in waste rock dumps undergoing pyritic oxidation. *Soil Sci.* 140 (2), 143-152.
- Helgen, S., Davis, A., Byrns, C., 2000. Measurement of oxygen, temperature, and geochemical profiles in sulphide and oxide waste rock dumps of different ages, in *Proceedings 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*, pp 269-275 (Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc: Littleton).
- Hendrickx, J.M.H., Dekker, L.W., Boersma, O.H., 1993. Unstable wetting fronts in water repellent field soils. *J. Environ. Qual.* 22:109-118.
- Herring, J.R., et McLemore, V.T., 1999. Geochemistry of mine dump samples from the Lake Valley mining district of Sierra County, South-central New Mexico. *U.S. Geol. Surv., Prof. Pap.*, 20 pp.
- Hillel, D., Baker, R.S., 1988. A descriptive theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Sci.* 146: 51-56.
- Hockley, D., Kuit, W., Phillip, M., 2009. Sullivan Mine fatalities incident: Key conclusions and implications for other sites. 8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009.
- Hockley, D., Smolensky, J., Jahn, S., Paul, M., 2000. Geochemical investigations and gas monitoring of an acid generating waste rock pile. In *Proceedings 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*, pp 181-189 (Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc: Littleton).
- Hockley, D.E., Delaney, T., Smolensky, J., 1995. Modeling acidic drainage from waste rock piles. Steffen Robertson and Kirsten (Canada) Inc. Report S1202P9, MEND Program Report prepared for B.c. Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources and Environment Canada, Octobre 1995, 92 pp.
- Hollings, P., Hendry, M.J., Kirkland, R.A., 2000. Quantification of oxygen consumption rates for gneissic waste rock piles, Key Lake Uranium Mine, Northern Saskatchewan, Canada: application of the kinetic cell technique, in *Proceedings 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*. Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc: Littleton. pp 163-171.
- Holmes, P.R., et Crundwell, F.K., 2000. The kinetics of the oxidation of pyrite by ferric ions and dissolved oxygen: an electrochemical study. *Geochimica & Cosmochimica Acta.* 64:263-274.



- Holt, M.R., 2008. Unsaturated-Zone Modeling: Progress, Challenges, and Applications. *Vadose Zone Journal*. 7 :392-393.
- Hurst, S., Schneider, P., Meinrath, G., 2002. Remediating 700 years of mining in Saxony: a heritage from ore mining. *Mine Water Environ.* 21:3-6.
- Isabel, D., Gélinas, P.J., Bourque, É., Nastev, M., 1994. Waste budget for the waste rock dump at la mine Doyon. Report GREGI 1994-05, University of Laval, Québec, Canada, 53 p.
- Janzen, M.P., Nicholson, R.V., Scharer, J.M., 2003. The role of enhanced particle surface area, crystal structure and trace metal content on pyrrhotite oxidation rates in tailings. *Proceedings, Sudbury 2003: Mining and the Environment*, CD, 1121 pp.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S., Pionke, H.B., Jacoby, E.L., 1983. Atmosphere and temperature change within a reclaimed coal strip mine. *Soil Science*, 136 (3), 164-177.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S., Pionke, H.B., 1984a. Acid mine drainage from reclamation coal strip mines-1. Model description. *Water Resources Research*: 20 (2), 233 - 242.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S., Pionke, H.B., 1984b. Acid mine drainage from reclamation coal strip mines - 1. Simulation results of model. *Water Resources Research*: 20(2), 243-250.
- Johnson, R.H., Blowes, D.V., Robertson, W.D., Jambor, J.L., 2000. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *J. Contam. Hydrol.* 41:49-80.
- Jury, W.A., Wang, Z., Tuli, A., 2003. A conceptual model of unstable flow in unsaturated soil during redistribution. *Vadose Zone Journal*. 2:61-67.
- Kent, A., Johnson, B., 1993. Risk based evaluation of mine waste dumps. In: *Proceedings of the 17<sup>th</sup> Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium*, pp. 11-21. May 4-7, 1993, Port Hardy, B.C. Canada.
- Kim, H., Benson, C.H., 2004. Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *J. Contam. Hydrol.* 71, 193-218.
- Kimberley Incident Technical Panel, 2007. Update on technical findings. June 2007, 15 p.
- Kleinmann, R.L.P., Crerap, D.A., Pacelli, R.R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering, Mars'81*: 300-304.

- Kuo, E.Y., Ritchie, A.I.M., 1999. The impact of convection on the overall oxidation rate in sulfidic waste rock dumps. Proceedings of Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario., Canada, vol. I, paper AD23, pp. 211-220.
- Kwong, E.C.M, Scharer, J.M., Byerley, J.J., Nicholson, R.V., 1995. Prediction and control of bacterial activity mine drainage. Paper presented at Sudbury '95, conference on mining and environment, Sudbury, Ontario, May 28th-June 1st, 1995. pp 211-216.
- Kwong, Y.T., 1993. Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. Report 1.32.1, Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Lahmira, B., Lefebvre, R., 2005. Numerical simulation of physical processes related to heap leaching of sulphides with upward air injection. 58<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, Canada.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., 2008. Numerical modeling of gas flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada. INRS-Eau, Terre Environnement, Research Report R-970, submitted to Teck Cominco, July 2008, 90 p., ISBN 978-2-89146-563-2.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., Aubertin, M., Bussière, B., 2007. Modeling the influence of heterogeneity and anisotropy on physical processes in ARD-Producing waste rock piles. 60<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Canada.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., Hockley, D., Phillip, M., 2009. Sullivan mine fatalities incident: Numerical modeling of gas transport and reversals in flow directions. 8<sup>th</sup> ICARD *International Conference on Acid Rock Drainage*, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009, 10 p.
- Lamontagne, A., 2001. Étude de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couche pour contrôler le drainage minier acide. PhD Thesis (in French), University of Laval, Quebec, Canada. 353 p.
- Lamontagne, A., Fortin, S., Poulin, R. Tasse, N., Lefebvre, R., 2000. Layered co-mingling for the construction of waste rock piles as a method to mitigate acid mine drainage-Laboratory investigation. In:Proceedings, 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD 2000), Society of Mining, Metallurgy and exploration Inc., Denver Colorado, 1:779-788.
- Lapakko, K., 2002. Metal mine rock and waste characterization tools: An Overview. International Institute for Environment and Development. Minnesota Department of Natural Resources, US.
- Lawrence, R.W., 1995. Prediction of acid rock drainage: Fundamentals and tools. MEND Prediction Workshop. Noranda Technology Centre.

- Lefebvre, R., 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Thèse de doctorat, Université Laval (Québec), Canada, 375p.
- Lefebvre, R., 1995. Modeling acid mine drainage in waste rock dumps. In K. Pruess, ed., Proceedings, TOUGH Workshop '95, Berkeley, CA, March 20-22, 1995, Lawrence Berkeley Lab., LBL-37200, 239-244.
- Lefebvre, R., 1999. Numerical simulation of gas convection in the Wismut cover test pads area, Ronnenberg mining district Germany. INRS-Georessources. Report 1999-04 submitted to SRK Consulting, Vancouver, October 1<sup>st</sup>, 1999, 21p.
- Lefebvre, R., 2006. Écoulement multiphase en milieux poreux. Graduate course notes, 6<sup>e</sup> éd., GEO-9602/GLG-65146, Joint Graduate program, Laval University / INRS-ETE, INRS-Eau, Terre et Environnement, 371 p. et annexes.  
[http://www.ete.inrs.ca/professeur.php?page=ReneLefebvre\\_Enseignement](http://www.ete.inrs.ca/professeur.php?page=ReneLefebvre_Enseignement)
- Lefebvre, R., Gélinas, P., 1995. Numerical modeling of AMD production in waste rock dumps. Sudbury '95- Mining and the Environment Conference, May 29- June 1st, 1995, Sudbury, Canada, Paper NT2, Vol. 3, pp. 869-878.
- Lefebvre, R., Gélinas, P., Isabel, D., 1992. Heat transfer analysis applied to acid mine drainage production in a waste rock dump, La Mine Doyon (Québec). Proceedings, IAH Canadian Chapter Congress, Hamilton, May 1992.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001a. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. Part (1): Conceptual model and system characterization. Journal of Contaminant Hydrology, Special ed. On Practical Applications of Coupled Process Models in Subsurface Environments. Vol 52 (1-14), 137-164.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001b. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, Part (2): Applications of numerical simulation. Journal of Contaminant Hydrology, Special ed. On Practical Applications of Coupled Process Models in Subsurface Environments, 52 (1-4), 165-186.
- Lefebvre, R., Lamontagne, A., 2001: Numerical simulations of acid rock drainage in the Questa Mine Rock piles, New Mexico, U.S.A. INRS-Géoressources report 2001-01 submitted to Robertson Geoconsultants Inc. Consulting, Vancouver, February 19, 2001, 46p.
- Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., 2001c. Numerical simulations of acid rock drainage in the Sugar Shack South rock pile, Questa Mine, New Mexico, U.S.A. Proceedings, 2<sup>nd</sup> Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 54<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Sept. 16-19, 2001, Calgary, Canada, 1568-1575.

- Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., Robertson, A. MacG., 2002. ARD Production and Water Vapor Transport at Questa Mine. Tailings and Mine Waste '02, Proceedings of the Ninth International Conference on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, Colorado, 27-30 January 2002, A.A. Balkema Publishers, 479-488.
- Lefebvre, R., Smolensky, J., Hockley, D., 1998. Modeling of acid mine drainage physical processes in the Nordhalde of the Ronnenburg mining district, Germany. In: Pruess, K. (Ed.), Proceeding, TOUGH Workshop '98, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, May 4-6, 1998.
- Lefebvre, R., Wels, C., Findlater, L.L., 2002. Initial numerical simulations of ARD and air flow in the Grasberg Overburden Stockpiles, Papua, Indonesia. INRS-Géoresources report 2002. R-628 submitted Freeport Indonesia, Tembagapura, Papua. September 16, 2002, 70p.
- Li, M., 2000. Unsaturated flow and transport observation in large waste rock columns. Proc, 5<sup>th</sup> ICARD, Denver, SME, p 247-256.
- Linklater, C.M., Sinclair, D.J., Brown, P.L., 2005. Coupled chemistry and transport modeling of sulphidic waste rock dumps at the Aitik mine site, Sweden. Appl. Geochem. 20: 275-293.
- Liu, H.H., Illangasekare, T.H., 2008. Preface: Recent Advances in Modeling Multiphase Flow and Transport with the TOUGH Family of Codes. Vadose Zone Journal. 7:284-286.
- Lowson, R.T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, 82 (5), 461-497.
- MacQuarrie, K.T.B. et Mayer, K.U., 2005. Reactive transport modeling in fractured rock: a state of the science review, Earth-Science Reviews 72, 189-227.
- Malmstrom, M.E., Destouni, G., Banwart, S., Stromberg, B., 2000. Resolving the scale-dependence of mineral weathering rates. Environmental Science & Technology. 34:1375-1378.
- Martin, V., Aubertin, M., Zhan, J., Bussière, B., Chapuis, R.P., 2005. An investigation into the hydrological behaviour of exposed and covered waste rock dumps. SME Annual Meeting, (Salt Lake City).
- Massmann, J., Farrier, D.F., 1992. Effects of atmospheric pressure on gas transport in the vadose zone. Water Resources Research, 28(3), 777-791.
- Mayer, K.U., Frind, E.O., Blowes, D.W., 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. Water Resources Research. 38 (9):1-21.

- Mayer, K.U., Frind, E.O., Blowes, D.W., 2003. Advances in reactive-transport modeling of contaminant release and attenuation from mine-waste deposits (chapter 14). In: Jambor, J.L., Blowes, D.W., Ritchie, A.I.M. (Eds), *Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course*, Vol. 31. Mineralogical Association of Canada, pp. 283-302.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5):916-932.
- McKibben, M.A., et Barnes, H.L., 1986. Oxidation of pyrite in low temperature acidic Solutions: Rate laws and surface textures. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 50: 1509-1520.
- MEND 2.21.4. 2004. Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. July. CD-ROM.
- Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B., Benzaazoua, M., 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine cells covered by capillary barriers, *Applied Geochemistry*, V.23, p1-24.
- Molson, J.W., Aubertin, M., Martin, V., Bussière, B., 2006. Conceptual and numerical models of oxygen diffusion, sulphide oxidation and acid mine drainage within discretely fractured porous media. 59<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference and 7<sup>th</sup> Joint CGS/IAH/CNC Groundwater Specialty Conference, October 1 – 4, Vancouver BC, Canada.
- Molson, J.W., Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B., 2005. Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology*. 78 (4): 343-371.
- Morin, K.A., Gerencher, E., Jones, C.E., Konasewich, D.E., 1991. Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Report 1.11.1, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, 175pp.
- Morin, K.A., Hutt, N.M., 1994. An empirical technique for predicting the chemistry of water seeping from mine-rock piles. USBM SP 06 A-94, p 12-19.
- Morin, K.A., Hutt, N.M., 1997. *Environmental Geochemistry of Mine site Drainage: Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing. 333p.
- Morin, K.A., Jones, C.E., van Dyk R.P., 1994. Internal hydrogeologic monitoring of an acidic waste rock dump at Westmin Resources' Myra Falls operations, BC. In: *Proceedings of the 3<sup>rd</sup> international conference on the abatement of acid drainage*, Pittsburgh, USA 1:355-364.
- Mualem, Y., 1976: A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12 (3), 513 -522.

- Munroe, E.A., McLemore, V.T., Kyle, P., 1999. Waste rock pile characterization, heterogeneity, and geochemical anomalies in the Hillsboro Mining, Sierra County, New Mexico. *Journal of Geochemical Exploration* (67) 391-405.
- Mustin, C., Berthelin, J., Marion, P., De Donato, P., 1992. Corrosion and electrochemical oxidation of pyrite by thiobacillus. *Applied and Environment Microbiology*, 58 (4), 1175-1182.
- Nastev, M., 1998. Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formation. Ph.D thesis, University Laval, Québec.
- Newman, L.L., Herasymiuk, G.M., Barbour, S.L., Fredlund, D.G., Smith, T., 1997. The hydrogeology of waste rock dumps and a mechanism for unsaturated preferential flow. *Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, BC, vol 2. Natural Resources Canada, Ottawa, pp. 551-564.
- Nichol, C., 2002. Transient flow and transport in unsaturated heterogeneous media: field experiments in mine waste rock. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Canada.
- Nichol, C., Smith, L., Beckie, R., 2000. Hydrogeologic behaviour of unsaturated waste rock: an experimental study. In: *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International conference on acid rock drainage*, Denver, Colorado, USA, pp 215-224.
- Nicholl, M.J., Glass, R.J., Wheatcraft, S.W., 1994. Gravity-driven infiltration instability in initially dry nonhorizontal fractures. *Water Resources Research*. 30: 2533-2546.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Readon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*. 26:1-8.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Readon, E.J., 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 52:1077-1085.
- Nicholson, R.V., Rinker, M.J., Acott, G., Venhuis, M.A., 2003. Integration of field data and a geochemical transport model to assess mitigation strategies for an acid-generating mine rock pile at a uranium mine. *Proceedings, Sudbury 2003: Mining and the Environment*, CD-ROM.
- Nieber, J.L., 1996. Modeling finger development and persistence in initially dry porous media. *Geoderma*, 70:209-229.
- Nieber, J.L., 2001. The relation of preferential flow to water quality, and its theoretical and experimental quantification. *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Symposium on Preferential Flow-Water Movement and Chemical Transport in the Environment*. Honolulu, HI. 3-5 Jan. 2001. ASAE, St. Joseph, MI.

- O'Kane, M., Barbour, S L., 2003. Predicting Field Performance of Lysimeters Used to Evaluate Cover Systems for Mine Waste. Proceedings, 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 12-18 July 2003, Cairns, Australia, Published by The AusIMM, Carlton South, VIC, Australia, 327-339.
- O'Kane, M., Wels, C., 2003. Mine Waste Cover System Design- Linking Predicted Performance to Groundwater and Surface Water Impacts. Proceedings, 6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 12-18 July 2003, Cairns, Australia, Published by The AusIMM, Carlton South, VIC, Australia, 341-349.
- Oldenburg, C., Pruess, K., 2003. On numerical modeling of capillary barriers. *Water Resources Research*. 29(4):1045-1056.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1991. Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores, *Applied Mathematical Modelling*, 15 (3), 136-143.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1992. Rate limiting factors in dump leaching of pyritic ores, *Appl. Math. Modell.* 16, 553-560.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., Stepanyants, Y.A., 2002. A conceptual model for the description of oxidation and transport processes in sulphidic waste rock dumps. *Applied Mathematical Modelling*, 26(7), 751-770.
- Parlange, J.Y., Hill, D.E., 1976. Theoretical analysis of wetting front instability in soils. *Soil Sci.* 122:236:239.
- Perkins, E.H., Gunter, W.D., Nesbitt, H.W., St-Arnaud, L.C., 1997. Critical review of classes of geochemical computer models adaptable for prediction of acidic drainage from mine waste rock. 4<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C. Canada, pp 587-601.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., Mycroft, J.R., 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acid drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral drainage (MEND).
- Phillip, M., Hockley, D., 2007. Sullivan Fatalities Incident – Technical Investigations and Findings. 14<sup>th</sup> Annual BC MEND Workshop, Vancouver, BC, November 28, 2007.
- Phillip, M., Hockley, D., Dawson, B., Kuit, W., O'Kane, M., 2009. Sullivan Mine fatalities incident: Technical investigations and findings. 8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009.
- Podgorney, R.K; Fairley, P.J., 2008. Investigation of Episodic Flow from Unsaturated Porous Media into a Macropore. *Vadose Zone Journal*. 7:332-329.

- Poulin, R., Hadjigeorgiou, J., Lawrence, R.W., 1996. Layered mine waste co-mingling for mitigation of acid rock drainage. *Trans Inst Min Metall*, 105:A55-A62.
- Price, W.A., Errington, J., Koyanagi, V., 1997. Guidelines for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part 1. General Procedures and Information Requirements. Proc. 4<sup>th</sup> Int. Conf. On Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6.
- Pruess, K., 1987. TOUGH User's Guide. Lawrence Berkely Laboratory LBL-20700, Nuclear Reg. Comm. NUREG/CR-4645, 78p.
- Pruess, K., 1991. TOUGH2 – A general-purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat transfer. Lawrence Berkely Laboratory LBL-29400, 102p.
- Pruess, K., 2004. The TOUGH Codes-A family of simulation tools for multiphase flow and transport processes in permeable media. *Vadose Zone Journal*. 3:738-746.
- Pruess, K., Faybichenko, B., Bodvarsson, G.S., 1999a. Alternative concepts and approaches for modeling flow and transport in thick unsaturated zones of fractured rocks. *Journal of Contaminant Hydrology*. 38(1-3): 281:322.
- Pruess, K., Oldenburg, C., Modidis, G., 1999. TOUGH2 User's guide, version 2.0. E.O. Lawrence Berkely National Laboratory LBNL-43134, 198 p.
- Rimstidt, J.D., et Newcomb, W.D., 1993. Measurement and analysis of rate data: The rate of reaction of ferric iron with pyrite. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 57:1919-1934.
- Ritcey, G.M., 1989. Tailings management, problems and solutions in the mining industries. Elsevier.
- Ritchie, A.I.M., 1994. The waste-rock environment. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Mineralogical Association of Canada, Ottawa, Canada, 133-161.
- Ritchie, A.I.M., 2003. Oxidation and gas transport in piles of sulphidic material. In: Jambor JL, Blowes, DW, Ritchie, A.I.M (Eds), *Environmental Aspects of Mine Wastes*, Ch 4, Short Course Vol 31, Mineralogical Association of Canada, 73-94.
- Robertson, A.M., Barton-Bridges, J., 1990. Cost effective method of long-term acid mine drainage control from waste rock piles. In: *Proceedings of GAC-MAC Conference on AMD*. Vancouver, B.C. Canada.
- Roden, E.E., 2004. Analysis of long-term bacterial vs Fe(III) oxide reduction kinetics. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 68:3205-3216.



- Rogowski, A.S., Pionke, H.B., Broyan, J.G. 1977. Modeling the impact of strip mining and reclamation processes on quality and quantity of water in mined areas: a review, *J. Environ. Qua.*, 6, 237-244.
- Romano, C.G., Mayer, K.U., Jones, D.R., Ellebroek, D.A., Blowes, D.W., 2003. Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulphide oxidation of mine tailings. *J. Hydrol.* 271:171-187.
- Rowlett, D.K., Barbour, S.L., 2000. Development of a stand-pipe lysimeter to measure suction and collect a pore water sample in waste rock piles, in *Proceedings 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*, pp 235-246 (Society for Mining, Metallurgy and Exploitation, Inc: Littleton).
- Schaefer, C.E., Arands, R.R., van der Sloot, H.A., Kosson, D.S., 1997. Modeling of the gaseous diffusion coefficient through unsaturated soil systems. *Journal of Contaminant Hydrology.* 29, 1-21.
- Scharer, J. M., Annable, W.K., Nicholson, R.V., 1993. WATAIL 1.0 User's manual – A tailing basin model to evaluate transient water quality of acid mine drainage. MEND Report, June 1993, 69 p.
- Schneider, P., Osenbruck, K., Neitzel, P.L., Nindel, K., 2002. In situ mitigation of effluents from acid waste rock dumps using reactive surface barriers. *Mine Water Environment.* 21:6-44.
- Schneider, P., Osenbrueck, K., Neitzel, P.L., Nindel, K., 2002. In-situ mitigation of effluents from acid waste rock dumps using reactive surface barriers – a feasibility study. *Mine Water Environ.* 21, 36-44.
- Selker J.S, T.S. Steenhuis, J. Y. Parlange., 1992. Wetting front instability in homogeneous sandy soils under continuous infiltration. *Soil Sci. Am. J.* 56:1346-1350.
- Shaw, S., Wels, C., Robertson, A., Lorinczi, G., 2002. Physical and geochemical characterization of mine rock piles at the Questa Mine, New Mexico: An Overview, in *Proceedings 9<sup>th</sup> International Conference on Tailings and Mine Waste, Tailings and Mine Waste '02*, pp 447-458 (AA Balkema Publishers: Lisse).
- Smith, L., Beckie, R., 2003. Hydrologic and geochemical transport processes in mine waste rocks. In Jambor, J.L., Blowes, D.W., and Ritchie, A.I.M. (Eds.) *Environmental Aspects of Mine. Wastes Min. Assoc. Can Short course Vol 31*, 51-72.
- Smolensky, J., Hockley, D., Lefebvre, R., Paul, M., 1999. Oxygen transport process in the Nordhalde of Ronnenburg mining district, Germany. Paper presented at Sudbury '99- mining and the environment II, Sudbury, Ontario, September 13-15, 1999, Paper AD 29, Vol. 1, 271-280.

- Smolensky, J., Hockley, D., Lefebvre, R., Paul, M., 1999. Oxygen transport processes in the Nordhalde of the Renneburg Mining District, Germany. Proceedings of Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario., Canada, vol. 1, 1999, paper AD29, pp.271-280.
- Somerton, W., El-Shaarani, A.H., Mobarak, S.M., 1974. High temperature behaviour of rocks associated with geothermal type reservoirs, paper SPE-4897, presented at 44<sup>th</sup> Annual California Regional Meeting of the Society of Petroleum Engineers, San Francisco, CA, 1974.
- Stracek, O., Choquette, M., Gelin, P., Lefebvre, R., Nicholson, R.V., 2006. Comparison of methods for the estimation of pyrite oxidation rate in a waste rock pile at Mine Doyon site, Quebec, Canada. *Journal of Geochemical Exploration*. 91: 99-109.
- Stracek, O., Choquette, M., Gelin, P., Lefebvre, R., Nicholson, R.V., 2004. Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Québec, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*. 69(1-2): 45-71.
- Steenhuis, T.S. et J.-Y. Parlange., 1991. Preferential flow in structured and sandy soils. IN: *Preferential Flow*. Proceedings of the National Symposium, December 16 - 17, 1991; Chicago, Illinois. T.J. Gish, A. Shirmohammadi (editors). American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan (Publishers). pp 12-21.
- Stromberg, B., et Banwart, S., 1994. Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden. *Applied Geochemistry*. 9:583-595.
- Stromberg, B., et Banwart, S., 1994. Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden. *Applied Geochemistry*. 9:583-595.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1981: *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons.
- Sung, W., et Morgan, J.J., 1980. Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems. *Environmental Science & technology*. 14:561-568.
- Swanson, D.A., Kempton, J.H., Travers, C., Atkins, D.A., 1998. Predicting long-term seepage from waste rock facilities in dry climates. In *Proceedings Annual Meeting of the society for mining, Metallurgy and Exploration, Inc*, Orlando, Florida.
- Swanson, D.A., Savci, F., Danzinger, G., Williamson, A., Barnes, C., 2000. Unsaturated hydrologic assessment of waste rock stockpiles in semi-arid climates, In *Proceedings 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage*. Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc: Littleton. pp 1273-1282.

- U.S. Environmental Protection Agency, 1994. Technical document: acid mine drainage. EPA 530-R-036, 45 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Test methods for evaluating solid waste, II. Field manual physical/chemical methods. SW-846, 3<sup>rd</sup> ed., 230 pp.
- Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44:892-898.
- Van Ommen, H.C., L.W. Dekker, R. Dijkema, J. Hulsof, W.H. van der Molen., 1988. A new technique for evaluating the presence of preferential flow paths in nonstructured soils. *Soil. Sci. Am. J.* 52:1192-1193.
- VanAntwerp, D.J., Falta, R.W., Gierke, J.S., 2008. Numerical Simulation of Field-Scale Contaminant Mass Transfer during Air Sparging. *Vadose Zone Journal*. 7 :294-304.
- Vanapalli, S., 1994. Simple test procedures and their interpretation in evaluating shear strength of an unsaturated soil. Ph.D. Thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan, Canada.
- Walder, I.F. et Stormont, J., 2004. Thorough characterization of the hydrogeological and geochemical processes in waste rocks are essential for effective reclamation. Abstract and Article Mining Environ. Technology Conference, Concepcion, Chile, April 2004, 14 pp.
- Walter, A.L., Frind, E.O., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Molson, J.W., 1994a. Modeling of multicomponent reactive transport in groundwater 1. Model development and evaluation, *Water Resource Res.*, 30 (11):3137-3148.
- Wang, J.S.Y., et Narasimhan, T.N., 1985. Hydrologic mechanisms governing fluid flow in partially saturated, fractured, porous media. *Water Resources Research*, 21 (12): 1861-1874.
- Wang, Z., Feyen, J., van Genuchten, M.Th., Nielsen, D.R., 1998c. Air entrapment effects on infiltration rate and flow instability. *Water Resources Research*. 34:213-222.
- Wang, Z., J. Feyen, C.J. Ritsema., 1998b. Susceptibility and predictability of conditions for preferential flow. *Water Resour. Res.* 34:2169-2182.
- Wang, Z., J. Feyen, D.R. Nielsen, M.Th. van Genuchten., 1997. Two-phase flow infiltration equations accounting for air entrapment effects. *Water Resour. Res.* 33:2759-2767.
- Wang, Z., Jury, W.A., Tuli, A., Kim, D., 2004. Unstable flow during redistribution: Controlling factors and practical implications. *Vadose Zone Journal*. 3:549-559.

- Wang, Z., Tuli, A., Jury, W.A., 2003. Unstable flow during redistribution in homogeneous soil. *Vadose Zone Journal*. 2:52-60.
- Wang, Z., Wu, Q.J., Wu, L., Ritsema, C.J., Dekker, L.W., Feyen, J., 2000b. Effects of soil water repellency on infiltration rate and flow instability. *J. Hydrol.* 231-232:265-276.
- Weeks, E.P., 1978. Field determination of vertical permeability to air in the unsaturated zone, US Geological Survey Professional Paper 1051.
- Wels, C. Lefebvre, R., Robertson, A.M., 2003. An Overview of prediction and control of air flow in acid-generation waste rock dumps. Proceeding, 6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage(ICARD), 12-18 July 2003, Cairns, Australia, Published by The AusIMM, Carlton South, VIC, Australia, 639-650.
- Wiersma, C.L., et Rimstidt, J.D., 1984. Rates of reaction of pyrite and marcasite with ferric iron at pH 2. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 48:85-92.
- Williamson, M.A., et Rimstidt, J.D., 1994. The kinetic and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochimica & Cosmochimica Acta*. 58:5443-5454.
- Wilson, G.W., 2003. The design and performance of mine-waste cover systems. In: Jambor JL, Blowes DW, Ritchie AIM (Eds), *Environmental Aspects of Mine Wastes*, Ch 18, Short Course Vol 31, Mineralogical Association of Canada, pp 377-384.
- Wilson, G.W., Newman, L.L., Ferguson, K.D., 2000. The co-disposal of waste rock and tailings. *Proceedings of 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Soc. Mining, Metallurgy & Exploration, Inc. (SME), Denver, pp 789-796.
- Wilson, G.W., Wilckland, B., Fines, P., 2002. Concepts for co-mining waste rock and tailings. *Symposium 2002 sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, 3-5 Novembre 2002, 9 p.
- Wilson, W., Plewes, H.D., Williams, D., Robertson, J., 2003. Concepts for co-mixing of tailings and waste rock. In: Farrell, T., Taylor, G. (Eds), 6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). *Australasian Institute of Mining and Metallurgy*, Cairns, Australia, Publication Series 3/2003, pp. 437-443.
- Wu, Y-S., Forsyth, P.A., 2008. Efficient Schemes for Reducing Numerical Dispersion in Modeling Multiphase Transport through Heterogeneous Geological Media. *Vadose Zone Journal*. 7 :340-349.
- Wunderly, M.D., Blowes, D.W., Frind, E.O., Ptacek, C.J., 1996. Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings

- impoundments: a numerical model, *Water Resources Research.*, 32 (10), 3173-3187.
- Xu, T., 2008. Incorporating Aqueous Reaction Kinetics and Biodegradation into TOUGHREACT: Applying a Multiregion Model to Hydrobiogeochemical Transport of Denitrification and Sulfate Reduction. *Vadose Zone Journal.* 7:305-315.
- Xu, T., Sonnenthal, E. Spycher, N., Prues, K., 2006. TOUGHREACT- A program for non-isothermal multiphase reactive geochemical transport in variably saturated geologic media: Applications to geothermal injectivity and CO<sub>2</sub> sequestration. *Computers & Geosciences* 32: 145-165.
- Zhan, G., 2000. Experimental and theoretical studies on leach pad hydraulics and transport behaviour during rinsing. PhD Thesis (mentioned in Fala et al.2006), University of Nevada, Reno, USA, 180 pp.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. *SME Transaction*, 310:104-110.



# **ANNEXES**





## **ANNEXE 1**

# **NUMERICAL SIMULATION OF PHYSICAL PROCESSES RELATED TO HEAP LEACHING OF SULPHIDES WITH UPWARD AIR INJECTION**



# NUMERICAL SIMULATION OF PHYSICAL PROCESSES RELATED TO HEAP LEACHING OF SULPHIDES WITH UPWARD AIR INJECTION

Belkacem Lahmira, Institut National de la Recherche Scientifique-Eau, Terre et Environnement, Québec  
René Lefebvre, Institut National de la Recherche Scientifique-Eau, Terre et Environnement, Québec

Presented in 58<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, Canada, 2005.

## ABSTRACT

This paper reports on the application of the numerical simulator TOUGH AMD to simulate physical processes related to heap leaching in one-dimension with upward air injection. This simulator uses a reaction core model to represent the progressive extraction of ore from agglomerates. The coupled physical processes represented are oxygen transport, heat transfer and acid infiltration. TOUGH AMD is a multi-phase transport and reaction model that was conceived to represent these processes within acid generating waste rock piles due to pyrite oxidation. The model was adapted to represent the leaching of multiple sulphides during heap leaching. The model shows the effects of solution flow rates and airflow rates on oxygen concentration and heat transfer during leaching. Parametric simulations show the interplay of irrigation rates, airflow rates, oxygen concentration, and temperature, and their effects on ore oxidation rate.

## RÉSUMÉ

Cet article présente l'application du simulateur TOUGH AMD à la représentation des processus physiques impliqués dans la lixiviation en pile avec injection d'air. Le simulateur utilise un modèle de noyau de réaction pour représenter l'extraction progressive du minerai dans des agglomérats. Les processus couplés représentés sont le transport d'oxygène, le transfert de chaleur et l'infiltration d'acide. TOUGH AMD est un simulateur d'écoulement multiphase avec réactions qui a été conçu pour représenter les mêmes processus lors de la production de drainage minier acide dans les stériles miniers. Le simulateur a été adapté pour représenter la lixiviation de plusieurs sulfures lors de la lixiviation. Le modèle montre l'effet des taux d'application de solution acide et d'injection d'air sur la concentration en oxygène ainsi que le transfert de chaleur. Des simulations paramétriques montrent l'interaction des taux d'irrigation et d'injection d'air sur la concentration en oxygène, la température et le taux d'oxydation du minerai.

## 1. INTRODUCTION

Removal of materials by dissolving them away from solids is called *leaching*. The chemical process industries use leaching but the process is usually called *extraction*. The theory and practice of leaching are well developed because for many years leaching has been used to separate metals from their ores. Environmental engineers have become concerned with leaching more recently because of the multitude of dumps and landfills that contain hazardous and toxic wastes. Sometimes the natural breakdown of a toxic chemical results in another chemical that is even more toxic. Rain that passes through these materials enters ground water, lakes, streams, wells, ponds, and the like. The successful application of heap leaching to the extraction of ores from low-grade deposits has been one of the main factors in higher output since the 1970s, especially in the United States. It is a low cost process that extracts a soluble precious metal (gold) or other metals (zinc, copper, nickel, uranium, etc.) by dissolving them from the crushed ore.

Heap leaching of metals (especially gold) was pioneered in the United States in 1973 at Placer Development's Cortez open pit in Nevada and proved on a larger scale at Pegasus Gold's Zortman Landusky mine in Montana. Although it is low cost, recovery rates average only sixty to seventy per cent, significantly less than with conventional milling. But it has enabled low-grade ores, which otherwise might not be economically viable, to be

processed. In the United States, where heap leaching is used most extensively, half of all production is won by this method. Biological leaching or bio-oxidation was also pioneered in copper mining and has been adapted for other metals. The leaching of metals (zinc, copper, uranium, etc.) from some ores depends on the conversion (oxidation) of largely insoluble metal sulphides to much more soluble sulphates. The process can occur in large waste rock dumps of sulphidic material through which air and water can infiltrate. The concentration of chemical components in drainage from the base of the dump depends on sulphide oxidation rates, water infiltration rates and chemical reaction rates.

Many research efforts have been made to understand the similar processes involved in acid mine drainage in waste rock piles and the heap leaching of ore. Mine wastes and heap leaching piles may contain a variety of sulphides. The heat released from their oxidation causes changes in the gas density within the dump. Gas density changes also arise from the oxygen depletion in the pore gas phase due to its consumption in the chemical reaction with sulphides (Pantelis *et al.* 2002). These processes induce gas convection within dumps or heap leaching piles and in so doing increase the rate of atmospheric oxygen transport into the dump. Generally such convection is confined to the edges of the dump. Under some conditions, convective cells can enhance the overall oxidation rate in the dump (Kuo and Ritchie 1999). The transport of oxygen can be an oxidation rate control

mechanism (Cathles and Apps 1975; Cathles and Schlitt 1980). These authors proposed a model to simulate oxidation of sulphides in copper heap leach dumps. Another one-dimensional model was proposed by Davis *et al.* (1986a, 1986b, 1987). In this model, the transfer of oxygen is considered to occur by diffusion through the pore space of a waste rock dump and diffusion into reactions sites within the particles comprising the dump with negligible convection. Both diffusive and convection transport were included by Pantelis and Ritchie (1991, 1992) to represent these processes within acid generating waste rock piles due to sulphide oxidation.

Few natural or man-made systems involve the interaction of many coupled physical and geochemical processes as waste rock piles undergoing AMD production or heap leaching. For this reason, several model were developed and many studies have been reported on acid mine drainage in waste rock dumps (Guo 1993 1994; Lefebvre 1994; Lefebvre *et al.* 2001a 2001b; Smolensky *et al.* 1999) and in copper heap leach piles (Braun *et al.* 1974; Casas *et al.* 1995; Dixon *et al.* 1993). The ultimate objective of all these effort is a better understanding and representation heat, gas and water transport, as well as the mechanisms of oxygen supply and consumption of sulphides from the solid phase. Heap leaching is usually studied in columns charged with ore where leaching solutions percolate from the top. Under steady state conditions, metal leaching has been described as being pore-diffusion controlled by a reacted porous zone surrounding a region of unreacted ore, akin to shrinking core kinetics (Braun *et al.*, 1974; Roman *et al.*, 1994).

The focus of this paper is the application of the numerical simulator TOUGH AMD (Lefebvre *et al.* 2001a 2001b) to simulate physical processes related to heap leaching in one-dimension with upward air injection. This simulator uses a reaction core model to represent the progressive extraction of ore from agglomerates. The coupled physical processes represented are oxygen transport, heat transfer and acid infiltration. TOUGH AMD was conceived to represent these processes within acid generating waste rock piles due to pyrite oxidation in which it is assumed that the only sulphide involved is pyrite. The model was adapted to represent the leaching of multiple sulphides during heap leaching. This was done by expressing the oxidation of sulphides of interest in terms of an "equivalent pyrite" oxidation.

## 2. TOUGH AMD AND MULTIPHASE FLOW

The modeling of a leaching process depends on a number of processes such as fluid dynamics, mass transport, mineral recovery and process reactions (physical, chemical and biological). The heap leaching process can be considered as a multiphase system in a porous medium, where the multiphase system is formed by two fluids phases: a liquid phase and gaseous phase. The processes of interest in heap leaching are fluid flow representing acid infiltration as a liquid and gaseous airflow, oxygen transport by advection and diffusion to

oxidation sites, heat transfer and the physicochemical reactions (Cariaga *et al.* 2005).

These processes can be represented by TOUGH AMD. This model considers most of the phases and all of the mass transfer processes that are important in heap leaching. The system includes two fluids (liquid and gas) and four components (water, air, oxygen in air, and heat), Darcy's Law represents the simultaneous flow of gas and liquid phases. Heat transfer is represented by conduction (Fourier's Law), fluid flow (gas and liquid), and gaseous diffusion of heat. Diffusion of all mass components in the gas phase is modeled using Fick's Law and an effective diffusion coefficient for a partially water-saturated porous media. A simple mass balance considers dissolved mass transport of the sulphate produced by oxidation. TOUGH AMD uses a reaction core model to represent the pyrite oxidation kinetics and to calculate the pyrite oxidation rate with first order kinetics relative to oxygen concentration. The reaction consumes oxygen and produces heat according to pyrite oxidation thermodynamics. Pyrite remaining and sulphate production are tracked. There is no speciation of dissolved components and no calculation of geochemical conditions of the solution, nor any consideration of secondary dissolution or precipitation (Lefebvre 1994; Lefebvre *et al.* 2001a, 2001b).

## 3. PHYSICAL PROPERTIES AND APPROACH TO ESTIMATE CAPILLARY PROPERTIES

Simulations are based on assumed properties of a hypothetical ore that would have been crushed and prepared as agglomerates (Table 1). Thermal properties of the agglomerated ore were estimated from typical parameters used in modeling waste rock.

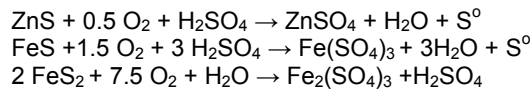
Table 1: Assumed properties of the ore for the simulations

Ore property	Unit	Value
Porosity	dim	0.40
Solid density	kg/m <sup>3</sup>	3516
Dry bulk density	Kg/m <sup>3</sup>	2110
Air permeability	m <sup>2</sup>	2x10 <sup>-10</sup>
Solution irrigation rate	L/m <sup>2</sup> -min	0.2
	m/s	3.33 x10 <sup>-6</sup>
Upward air flow rate	L/m <sup>2</sup> -min	25
	m/s	4.16 x 10 <sup>-4</sup>
Average water saturation	dim	0.82

The capillary parameters constrain the relationship between air phase permeability, water phase permeability, and saturation in order to obtain the desired solution irrigation rate and airflow rate injected at the bottom. At the saturation of the system, an air pressure gradient of 2 kPa/m (*i.e.* a drop of 12 kPa across the 6 m pile) was required to obtain the desired airflow rate. TOUGH AMD does not consider the effects of high salt concentrations on solution viscosity, which may also influence permeability and capillary properties in the heap.

#### 4. REACTION KINETICS AND THERMODYNAMICS

The reaction model used in TOUGH AMD considers only pyrite oxidation. It was necessary to pre-process the model inputs and post-process the outputs so that an “equivalent pyrite oxidation” reaction could be used to simulate the combination of sulphides assumed to occur in the heap. In our approach, the thermodynamics of the oxidation reactions were first calculated to determine the mass of oxygen consumed and the thermal energy produced per unit mass of sphalerite and pyrite oxidized. The following reactions provide an example of the approach that would be used in the case of an ore composed of sphalerite and pyrite. The reactions represent marmatitic iron as well as the zinc present in sphalerite. Reaction stoichiometries allow the calculation of the mass ratio of sphalerite and pyrite that would be oxidized in an ore depending on their proportion:



The sphalerite to oxygen mass ratio is about 6 and the pyrite to oxygen mass ratio is about 1. Table 2 summarizes the heat production associated with the above reactions. As mentioned above, TOUGH AMD considers only pyrite oxidation and estimates heat production at 12.58 MJ of heat per kg of oxygen consumed (Lefebvre *et al.* 2001b). This proportion is slightly different from that shown in Table 2 because TOUGH AMD assumes that pyrite oxidizes to sulphate rather than elemental sulphur.

Table 2: Heat produced per kg of sulphide oxidized

Species	Sphalerite (MJ per kg)	Pyrite (MJ per kg)
(Zn, Fe) S	2,595	
FeS <sub>2</sub>		11,167
O <sub>2</sub> (aq)	15,191	11,161

Braun *et al.* (1974) used a shrinking core model with mixed kinetics to describe ore leaching kinetics. The same model was independently derived by Lefebvre (1994) and integrated into TOUGH AMD. According to this reaction core model, the sulphide oxidation rate, as expressed by its mass fraction change with time  $dX/dt$ , is dependant on the chemical reaction time  $\tau_c$  required for complete sulphide oxidation:

$$-\frac{dX}{dt} = \frac{3X^{2/3}}{\tau_c + 6X^{1/3}(1-X^{1/3})} \quad [1]$$

The first order kinetic constant  $k_{ox}$  (m/s) represents the rate of oxygen consumption during the surface oxidation reaction, which has a relatively constant and well-determined value. However, one has to distinguish between the surface oxidation rate and the volumetric oxidation rate  $Q_{ox}$  (kg/m<sup>3</sup> s) observed in a unit volume of

waste rock or heap leaching pile. The reaction kinetics model estimates the oxygen consumption rate  $Q_{ox}$  by a modified first order reaction with the respect to oxygen partial oxygen pressure in air as follows:

$$Q_{ox} = -K_{ox} \cdot X_T \cdot X_{wo} \cdot \rho_{ox}^{air} \cdot f(X) \quad [2]$$

where  $K_{ox}$  is the global volumetric kinetic constant (s<sup>-1</sup>),  $X_T$  is the temperature kinetic factor (0 to 1) and it is a control factor limiting oxidation progressively above 65 °C and stopping it at 80 °C. This temperature relationship is suitable for pyrite oxidation in waste rock, but it does not capture the complexity of the temperature relationship among biological and chemical oxidation of sulphide ore.  $X_{wo}$  is the oxygen partial density in the liquid phase kinetic factor (0 to 1) and it is a similar kinetic control factor limiting oxidation progressively below a oxygen mass fraction in air of 0.02 and stopping it at 0.  $f(X)$  is the geometric factor of the proportion of pyrite remaining  $X$  (0 to 1) and it is based on a reaction core model:

$$f(X) = \frac{X^{2/3}}{6 \cdot \tau_d / \tau_c \cdot X^{1/3} \cdot (1 - X^{1/3}) + 1} \quad [3]$$

Column tests can be used to determine the ore leaching kinetics and derive the parameters of the reaction core model as was done by Braun *et al.* (1974). These column leaching tests allow the estimation of the surface and diffusion-controlled reaction times,  $\tau_c$  (d) and  $\tau_d$  (d), appearing in the equation 3 representing the effect of a reduction in ore fraction  $X$  on the overall kinetics. Such reaction core model parameters are derived for each of the sulphides present in the ore. Combining these reaction core model parameters and using the reaction stoichiometries, kinetic and heat production parameters can be found for an equivalent pyrite reaction. For the simulations reported here, the global volumetric kinetic constant  $K_{ox}$  was set at  $4.71 \times 10^{-5}$  and a ratio  $\tau_d / \tau_c$  of 2.0 was used. The same relationship can also be used to back-calculate the ore oxidation represented by each increment of equivalent pyrite oxidation. This relationship is used in the post-processing of simulation results to derive estimates of metal production.

#### 5. NUMERICAL SIMULATION

Numerical simulations were carried out in one dimension. The one-dimensional grid uses 12 active elements, which are 0.5 m high, and two boundary elements whose conditions remain constant. The air pressure at the surface was fixed at 100 kPa, and varied at the lower boundary element to obtain the desired gas flow rate. Uniform initial water saturation was used for all active and boundary elements to obtain the desired liquid irrigation rate. The initial and boundary oxygen mass fraction in dry air were set at 0.2315. All phases were initially assumed to be at 4 °C. Solution and gas inputs and the top and bottom boundaries of the heap were assumed to be at

4°C throughout the simulations. Table 3 Summarise the conditions considered in simulation runs.

Table 3: Conditions considered in one-dimensional simulation runs

Condition	Value
Air flow rate	25 L/m <sup>2</sup> min <sup>-1</sup>
	4.16 x 10 <sup>-4</sup> m/s
Irrigation rate	0.2 L/m <sup>2</sup> min <sup>-1</sup>
	3.33 x10 <sup>-6</sup> m/s
Heap height	6 m
Thermal properties	2.6 W/m-K
	836 J/kg-K

Figures 1, 2 and 3 present results from the simulation in a graphical format. Figure 1 shows conditions at the end of month 14 of the simulation period, which was the time required to “complete” leaching under the conditions considered. Physical conditions are shown as contours and flux as vectors, grouped into four tracks referred to 1

through 4 from left to right. The first track shows sulphide mass fraction and oxygen consumption rate (kg/m<sup>3</sup>-s). The second track shows saturation and solution flux (m/y). The third track shows oxygen mass fraction in air and gas flux (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>- d). The last track shows temperature and heat flux (W/m<sup>3</sup>).

Track 1 in Figure 3 clearly shows that the rate oxidation is uniform over the entire heap thickness. The fraction of “equivalent pyrite” remaining at the end of the leaching period is about 55% of the initial mass fraction (Figure 2). This fraction is equivalent to the almost complete leaching of metal for the ore considered in the simulation. The oxidation rate  $Q_{ox}$  (kg/m<sup>3</sup>-s) appears quasi-uniform but Figure 2 shows that in reality it decreases with elevation. In track 2 of Figure 1, the saturation decreases from top to bottom and it is minimum in the lower one third of the heap. As the lower part is the very hottest part, it loses a significant amount of water to the gas phase and the reduction in saturation is due to the effect of the movement of air that transports water vapor upwards along its way.

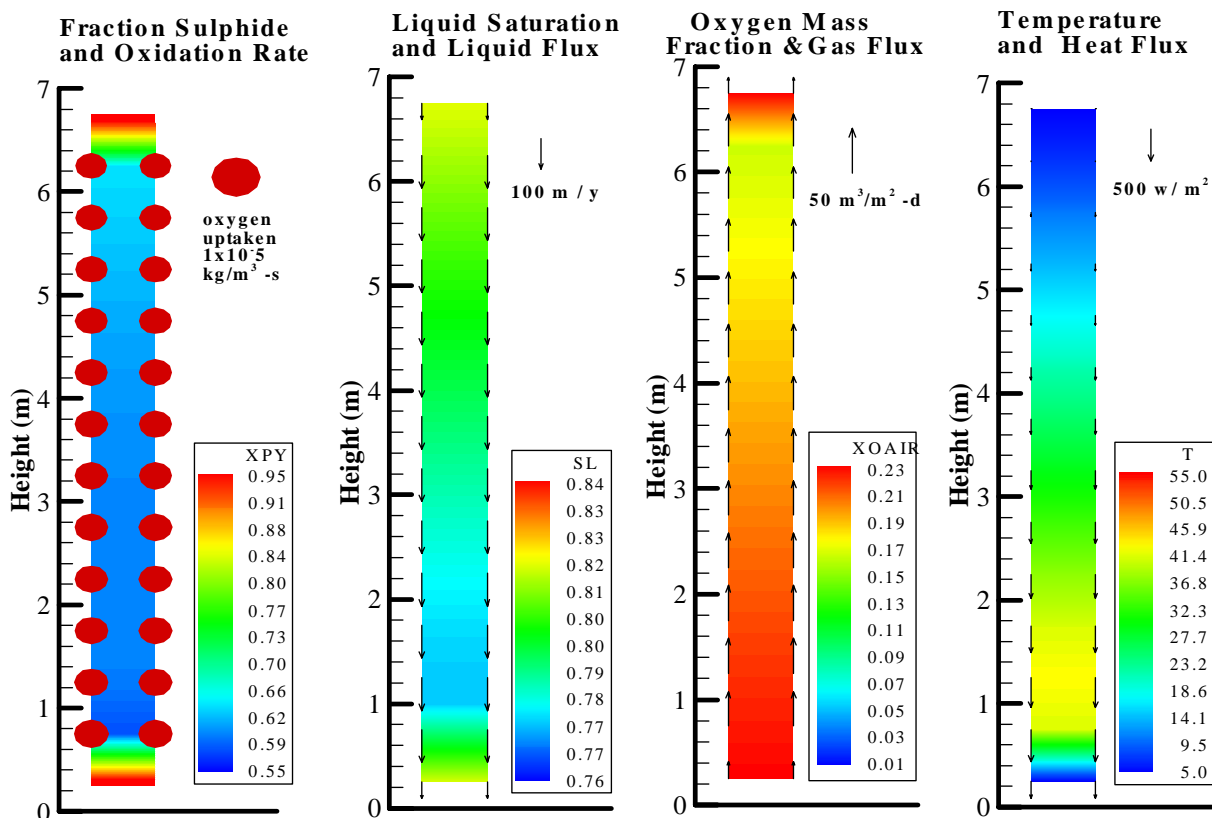


Figure 1: Results of numerical simulations after 14 months

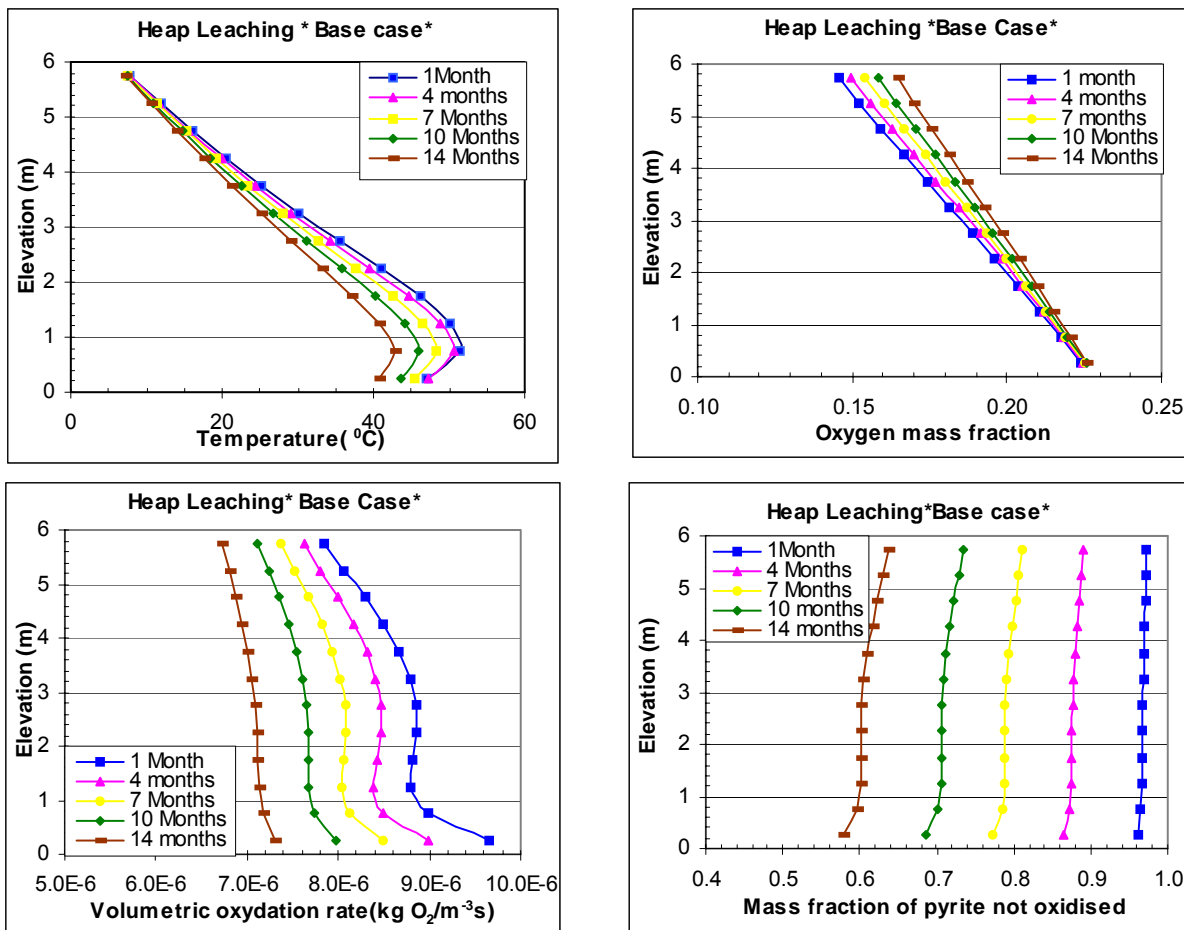


Figure 2: Simulation results as profiles at various times

In track 3 of Figure 1, the oxygen concentration decreases toward the surface of the heap and the upward gas flux is also quite steady. Under the simulated conditions the air flux is sufficient to keep oxygen concentration above a mass fraction of 0.165, or 70% of atmospheric concentration. Track 4 of Figure 1 shows a clear increase in the temperature from the surface to the bottom, the maximum value at the end of 14<sup>th</sup> month is 42.8 °C (quite visible on Figure 2). Track 4 of Figure 1 indicates the direction of heat transfer. The vectors show that this transfer is done from top to bottom, which induces high values of temperature at the base and shows the predominance of heat transfer by the infiltration.

The conditions within the heap at various simulation times are shown in Figure 2. The profiles show the oxidation rate, the remaining fraction, the oxygen mass fraction and temperature after 1, 4, 7, 10 and 14 months of leaching. Profiles indicate that the heap would heat up rapidly, within the first month. The high temperatures in the lower third of the heap limit the oxidation rate, which shows a local minimum in the lower third of the heap. As time progresses, the oxidation rate is reduced by the shrinking core effect. Temperatures then begin to decrease, and

higher oxygen concentrations are obtained. The uniform profiles of equivalent pyrite indicate that oxidation is evenly distributed throughout the heap.

The evolution of conditions through time is shown in Figure 3, but as average values for the entire heap thickness. Temperature is seen to increase sharply during the first 30 days of leaching, a period during which the global oxidation rate indicated by oxygen consumption is the highest. Equivalent pyrite is extracted at a constant rate. Oxygen concentrations remain stable throughout the entire period, with a slow increase reflecting the general reduction in the oxidation rate.

Sensitivity simulation runs were also carried out but they will not be discussed in details. These simulations considered the effects of 1) higher and lower air flow rates, 2) higher and lower acid irrigation rate, and 3) different heap sizes. Such simulations could be done to optimize leaching conditions for a real heap leaching operation. These sensitivity runs showed that a small heap would lead to relatively low temperatures and high oxygen concentrations. Low temperatures would also be obtained for higher irrigation rate and low airflow rate.

Significant oxygen depletion and a relatively poor extraction and high temperatures would be obtained for a large heap. High airflow led to very high oxygen concentration but the opposite is obtained with low airflow.

Low irrigation showed a similar effect as the case with high airflow. The results of the sensitivity runs were useful to show the interactions between solution flowrate, air flowrate and temperature.

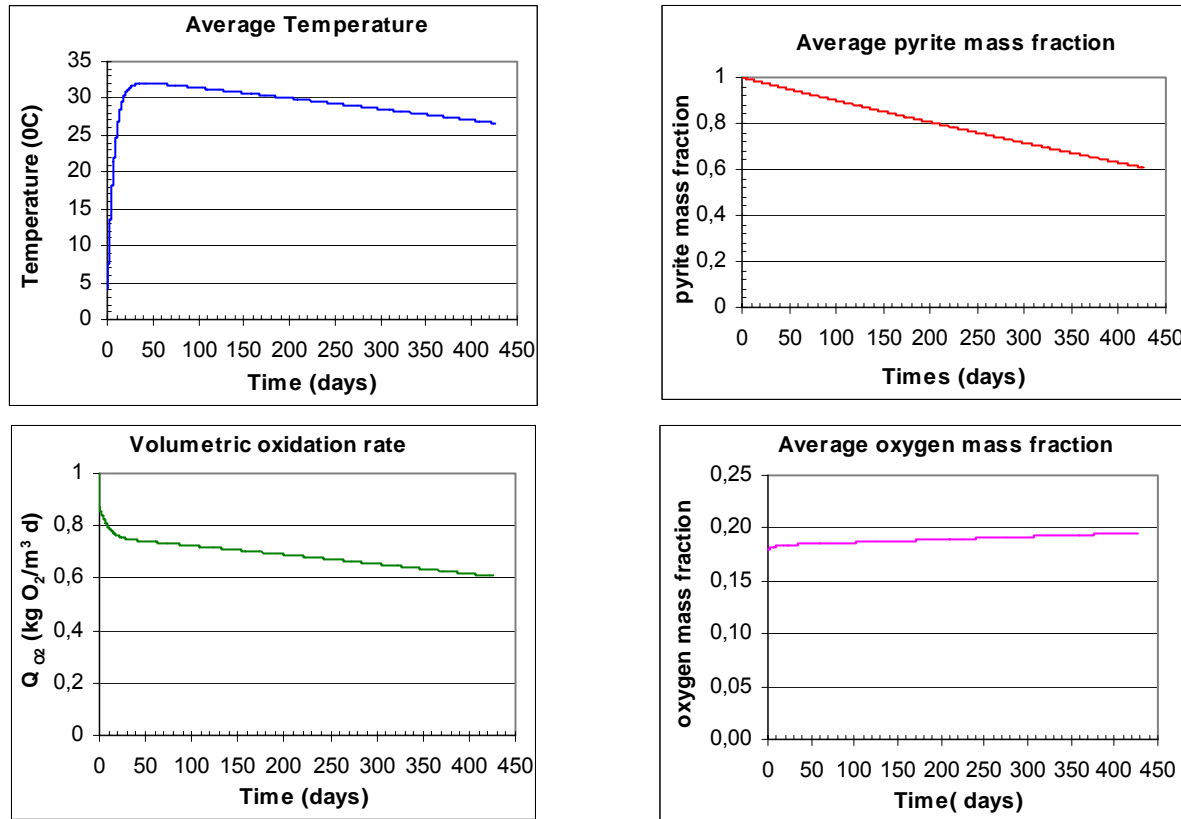


Figure 3: Evolution of average simulated conditions

## 6. CONCLUSION

Temperatures within the heap are predicted to increase rapidly and reach a maximum within one month. Temperatures in the lower third of the heap are predicted to be too high for optimum leaching under the assumed conditions. The solution irrigation rate has the strongest effect on overall temperatures within the heap. High airflow rates can also affect temperatures within the heap by enhancing oxidation and by removing hot gas and water vapour. The numerical simulator TOUGH AMD proved useful to simulate oxygen and heat transfer in heap leaching and it could be used to optimize leaching conditions or avoid detrimental conditions for ore recovery.

## 7. REFERENCES

- Braun, R.L., Lewis, A.E., Wadsworth, M.E., 1974. In-placing leaching of primary sulphide ores: Laboratory leaching data and kinetics model. Solution Symposium, American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers Inc., New York, NY, pp.295-323.
- Cariaga, E., Concha, F., Sepúlveda, M., 2005. Flow through porous media with applications to heap leaching of copper ores. *Chemical Engineering Journal*. Article in press. [www.sciencedirect.com/science/journal/13858947](http://www.sciencedirect.com/science/journal/13858947)
- Casas, J.M., Martinez, J., Moreno, L., Vergas, T., 1995. Two dimensional model of heat and gas transport and mineral oxidation in copper bioleaching dump. *Biohydrometallurgical Processing*, vol. 1, University of Chile, Santiago, 1995, pp. 447-457.
- Cathles, L.M., Apps, J.A., 1975. A model of dump leaching that incorporates oxygen balance, heat balance, and air convection, *Mettall. Trans. B* 6B, 617-624.
- Cathles, L.M., Schilitt, W.J., 1980. A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. *Proceedings of the Las Vegas Symposium on Leaching and recovering Copper from As-Mined*



- Materials, Las Vegas, USA, Solution Mining Committee, Society of Mining engineers of AIME, 1980, pp. 9-27.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M., 1986. A model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 1. Equations and approximate solution, *App. Math. Modell.* 10, 314-322.
- Davis, G.B., Doherty, G., Ritchie, A.I.M., 1986. A Model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 2. Comparison of numerical and approximate solution, *Appl. Math. Modell.* 10, 323-330.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M., 1987. A model of oxidation in pyretic mine wastes. Part 3. Import of particle size distribution, *Appl. Math. Modell.* 11, 417-422.
- Dixon, D.G., Hendrix, J.L., 1993. A general model for leaching solid reactants from porous ore particles. Laboratory and Leaching Data, EPD Congress, The Minerals, Metals and Materials Society, Warrendale, PA, 1993, pp.21-43.
- Guo, W., 1993. Numerical simulation of coupled heat transfer and gas flow in porous media with applications to acid mine drainage, Ph.D., Penn State University, University Park, PA, USA, 1993.
- Guo, W., Parizek, R.R., Rose, A.W., 1994. The role of thermal convection in resupplying O<sub>2</sub> to strip coal-mine spoil, *Soil Sci.* 158 (1), 47-55.
- Kuo, E.Y., Ritchie, A.I.M., 1999. The impact of convection on the overall oxidation rate in sulfidic waste rock dumps. Proceedings of Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario., Canada, vol. I, paper AD23, pp. 211-220.
- Lefebvre, R., 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles [Characterization and numerical simulation of acid mine drainage in waste rocks]. In French, Ph.D Thesis, Université Laval, Quebec City, Canada, June 1994, 375pp.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. Part 1. Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology.* 52, 137-164.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Lamontagne, A., 2001. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. Part 2. Application of numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology.* 52, 165-186.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1991. Macroscopic transport mechanisms as a rate limiting factor in dump leaching of pyritic ores, *Appl. Math. Modell.* 15, 136-143.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1992. Rate limiting factors in dump leaching of pyritic ores, *Appl. Math. Modell.* 16, 553-560.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., Stepanyants, Y.A., 2002. A conceptual model for the description of oxidation and transport processes in sulphidic waste rock dumps, *Appl. Math. Modell.* 26, 751-770.
- Roman, R.J., Benner, B.R., Becker, G.W., 1974. Diffusion model for heap leaching and its application to scale-up. *A.I.M.E. Trans.* 256, 247-252.
- Smolensky, J., Hockley, D., Lefebvre, R., Paul, M., 1999. Oxygen transport processes in the Nordhalde of the Renneburg Mining District, Germany. Proceedings of Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario., Canada, vol. 1, 1999, paper AD29, pp.271-280.



## **ANNEXE 2**

**MODELING THE INFLUENCE OF HETEROGENEITY  
AND ANISOTROPY ON PHYSICAL PROCESSES IN  
ARD-PRODUCING WASTE ROCK PILES.**

**&**

**SULLIVAN MINE FATALITIES INCIDENT: NUMERICAL  
MODELING OF GAS TRANSPORT AND REVERSAL IN  
GAS FLOW**



# MODELING THE INFLUENCE OF HETEROGENEITY AND ANISOTROPY ON PHYSICAL PROCESSES IN ARD-PRODUCING WASTE ROCK PILES

Belkacem Lahmira and René Lefebvre  
*INRS-Eau, Terre et Environnement, Québec, QC, Canada*  
 Michel Aubertin  
*École Polytechnique, Montréal, QC, Canada*  
 Bruno Bussière  
*Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada*



## ABSTRACT

Our objective is to better understand the effect of heterogeneity on conditions and transfer processes in waste rock piles using numerical modeling. In heterogeneous piles, water circulates preferentially in fine material, which remains almost water saturated, whereas gas flows mostly through the most permeable coarse material, which has higher air saturation. Anisotropy, which depends on pile construction methods, controls preferential flow paths. Construction by benches favours lateral air entry close to the pile slope, whereas end dumping leads to air entry from the surface to the interior of the pile by secondary gas convection cells.

## RÉSUMÉ

Notre objectif est de mieux comprendre l'effet de l'hétérogénité sur les conditions et les processus de transfert dans les haldes à stériles avec la modélisation numérique. Dans les haldes hétérogènes, l'eau circule préférentiellement dans les matériaux fins, qui demeurent saturées, tandis que le gaz s'écoule dans les matériaux grossiers très perméables à saturation en gaz élevée. L'anisotropie des haldes dépend de leur construction et contrôle le cheminement préférentiel des fluides. La construction en bancs favorise l'entrée latérale d'air en bordure des haldes, tandis que les déversements au sommet conduisent à l'entrée d'air par la surface lors de la formation de cellules de convection secondaires.

## 1 INTRODUCTION

Acid rock drainage (ARD) is caused by oxidation of pyrite-bearing rocks accumulated in waste rock piles. Lefebvre et al. (2001a) described the interplay of coupled physical and chemical processes interacting in partially water-saturated waste rock piles. Heat production occurs due to the strongly exothermic pyrite oxidation, thus leading to elevated temperatures. In high permeability material, this rise in temperature initiates thermal air convection within the piles. This process is a much more efficient oxygen transport mechanism than diffusion and it sustains higher global oxidation rates. Water infiltration through the material picks up soluble components to form an acidic leachate containing sulfate and metals.

Waste rock piles are heterogeneous systems that are inherently difficult to characterize. Pioneering efforts were made in the 80's in the use of temperature and oxygen profiles in waste rock piles to provide indications of ARD production rates (Harries and Ritchie 1981 1985; Jaynes et al. 1983). Since then, characterization approaches have significantly developed (Wells et al. 2003), thus allowing better understanding of processes that enabled better management of existing piles and guidelines on constructing new pile with minimal ARD production. Aubertin et al. (2005) present an overview of waste rock pile characterization methods, including the lab measurement of capillary properties of grain size material.

Physical processes involved in ARD-producing waste rock piles are similar to the ones found in heap leaching operations. Numerical modeling capabilities developed to represent heap leaching thus apply for the most part directly to simulation of ARD processes (Cathles 1979; Pantelis and Ritchie 1991; Lahmira and Lefebvre 2005). The quantitative representation of processes involved in ARD was done through an analytical model on a system in which oxygen was supplied by diffusion by Davis and Ritchie 1986. Such systems where diffusion is judged to be the main oxygen transport mechanisms were also represented by numerical models (Jaynes et al. 1984; Linklater et al. 2005; Molson et al. 2005). In highly reactive permeable waste rock piles, oxygen transport by thermal convection was shown to be important with numerical models (Lefebvre et al. 2001b; Pantelis et al. 2002). These numerical modeling applications mostly deal with simple internal waste rock pile structures and homogeneous materials. However, it is well-known that waste rock piles are heterogeneous, but the difficulty in characterizing this heterogeneity has limited advances in understanding its importance on physical processes. Very few attempts have been made to represent the effect of heterogeneity or internal structure on gas flow in waste rock piles (Lefebvre et al. 2001c 2002).

Important efforts have recently been dedicated to characterize the effect of heterogeneity and anisotropy on

water flow in waste rock piles. Fala et al. (2006) have shown that waste rock pile construction methods lead to different types of anisotropy and heterogeneity. Their modeling demonstrates that construction induced features such as compacted rolling surfaces may control water infiltration in waste rock piles. Other researchers have built experimental piles (Nichols et al. 2000) or characterized heterogeneities in actual sites (Martin et al. 2005; Herasymuk et al. 2006) to represent how such heterogeneities affect water flow in waste rock piles. These studies demonstrate that water flow is very significantly affected by the level and organization of heterogeneities in waste rock piles.

Since the piles are man-made structures, their internal structures defy stratigraphy principles applicable to natural sediments (superposition and continuity). Materials of varied grain size, fine to coarse, can be found side by side or layered and the nature and distribution of materials depend on the origin of the rock, their mode of extraction and on the pile construction method. Preferential water flow was shown by the studies quoted is thus prevalent and such a behaviour can also be expected for gas flow. Fluid circulation and other transfer processes can thus be expected to be strongly influenced by heterogeneity. Features representative of the expected heterogeneity and anisotropy of a site, as influenced by pile construction method and the nature of the waste rock, should thus be integrated at least conceptually in numerical models of physical processes in waste rock pile, especially gas flow. However, despite advances in characterization and modeling of the effect of heterogeneities on water flow in waste rock piles, very few studies have attempted to determine how heterogeneity would affect gas flow. This is the scientific issue addressed by our study.

## 2 OBJECTIVES AND APPROACH

The numerical study of the processes involved in acid rock drainage can support a range of scientific and technological needs, including the study of the fundamental physical processes, the design of piles, the optimization and the analysis of experiments and in situ monitoring data, and the prediction of the behaviour of a system under natural conditions or in response to site management approaches. Our overall objective is thus to improve the representation of waste rock pile systems in numerical models. The specific objectives of the work presented in this paper are to: 1) illustrate the effect of heterogeneity on conditions and transfer processes in waste rock piles; 2) evaluate the effect of ranges of permeability and anisotropy on transfer processes.

Achieving the 1<sup>st</sup> specific objective should improve our understanding of how the simultaneous flow paths of water and gas are organized in heterogeneous waste rock piles. Since waste rock pile construction methods controls the level of heterogeneity and the nature of anisotropy, attaining the second objective would help understand why waste rock piles constructed with different methods would behave differently.

The numerical simulator TOUGH AMD was used for simulations. To develop TOUGH AMD, Lefebvre (1994) added capabilities to the general-purpose multiphase multicomponent non-isothermal simulator TOUGH2 (Pruess 1987 1991). TOUGH AMD represents the following processes: hydrology, heat transfer, dissolved mass transport, geochemistry (oxidation of pyrite with a reaction core model), and gas transfer by diffusion and flow. TOUGH AMD was applied to the modeling of physical processes in varied waste rock piles (Lefebvre et al. 2001a 2001b 2001c 2002) and heap leaching operations (Lahmira and Lefebvre 2005).

Numerical simulations are applied to a “generic” waste rock pile having a simple geometry represented in a vertical cross-section (Figure 1). This pile is 30 m thick and is 87 m long at the base and 57 m at the surface. The waste rock properties used are based on data available for the sites for which TOUGH AMD was applied previously. Properties were compiled for four representative material types (Coarse, Intermediate, Fine, and Very Fine), including capillary properties that were selected with much attention since they control the flow of water and air in the porous medium (Table 1). Lab-measured water retention curves on waste rock of varied grain size were the basis for the selection of representative capillary properties for the four material types. These four materials also have a range of permeability, so including these materials in a numerical model will produce a heterogeneous system. The numerical grid size was selected so that each cell would represent a volume that would be likely to be dumped with common machinery (1.5 m by 1.5 m square cells). This level of discretization leads to 1051 grid elements (cells) making up the simulation domain. Properties of an equivalent material were also compiled to simulate homogeneous conditions and compare them to the heterogeneous model.

The construction of piles, especially in benches, can lead to the random juxtaposition of the different materials that can be originating from a mine site. Heterogeneous numerical grids were thus produced by randomly assigning material types to the grid cells. Four realizations of heterogeneous grids were produced, but only the results for one grid are presented in this paper (Figure 1).

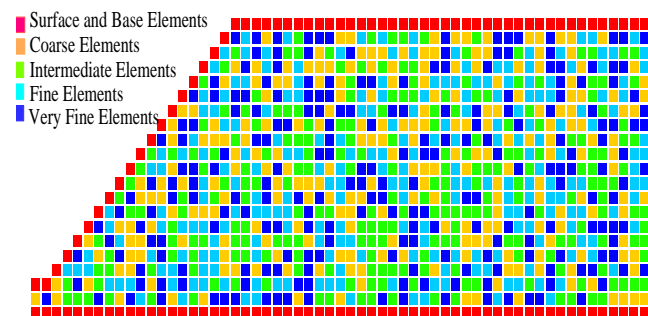


Figure 1. Materials distribution in the vertical 2D grid (1.5 m grid element sides, grid is 30 m high with a 87 m base)

Table 1. Materials properties.

Properties			Types of materials				
Symbols		Unites	Coarse	Intermediate	Fine	Very Fine	Homogeneous
All materials	$n$	dim.	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
	$K_{ox}$	$S^{-1}$	$0.75 \times 10^{-6}$	$0.75 \times 10^{-6}$	$0.75 \times 10^{-6}$	$0.75 \times 10^{-6}$	$0.75 \times 10^{-6}$
	$S_{wr}$	dim.	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
	$m$	dim.	0.43	0.35	0.32	0.30	0.35
	$\alpha$	$kPa^{-1}$	4.9	2.7	1.0	0.35	2.24
	$q_i$	m/y	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35
Benches	$k_h$	$m^2$	$5.0 \times 10^{-9}$	$3.5 \times 10^{-9}$	$2.0 \times 10^{-9}$	$5.0 \times 10^{-10}$	$2.7 \times 10^{-9}$
	$k_v$	$m^2$	$2.5 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-9}$	$1.0 \times 10^{-9}$	$2.5 \times 10^{-10}$	$1.3 \times 10^{-9}$
	$S_{ws}$	dim.	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
End-dumping	$k_h$	$m^2$	$2.5 \times 10^{-9}$	$1.7 \times 10^{-9}$	$1.0 \times 10^{-9}$	$2.5 \times 10^{-10}$	$1.3 \times 10^{-9}$
	$k_v$	$m^2$	$5.0 \times 10^{-9}$	$3.5 \times 10^{-9}$	$2.0 \times 10^{-9}$	$5.0 \times 10^{-10}$	$2.7 \times 10^{-9}$
	$S_{ws}$	dim.	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

$n$ : Porosity;  $K_{ox}$ : Global volumetric kinetic constant;  $S_{wr}$ : Residual water saturation;  $m$ ,  $\alpha$ : van Genuchten parameters;  $q_i$ : Water infiltration rate;  $k_h$ : Horizontal permeability;  $k_v$ : Vertical permeability;  $S_{ws}$ : Water saturation at surface.

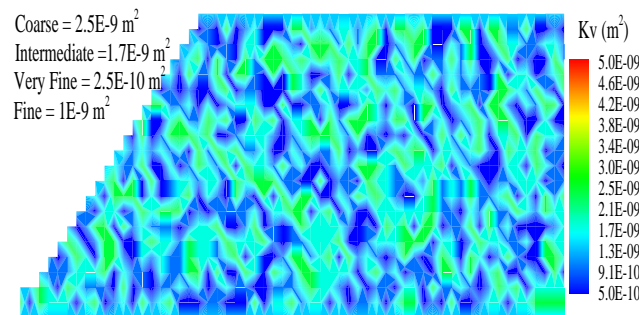


Figure 2. Vertical permeability distribution for pile construction by benches

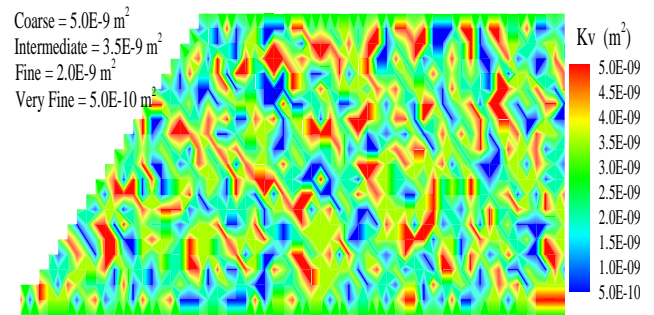


Figure 3. Vertical permeability distribution for pile construction by end-dumping

The two main pile construction methods lead to different types of anisotropies. Construction in benches involves the dumping of truckloads of waste rock side by side. These truckloads are then graded to construct a bench level whose surface forms the base for constructing the next bench. This leads to low permeability horizontal rolling surfaces that induce a lower material permeability vertically. On the contrary, end-dumping of waste rock from the pile surface tends to segregate the material along steep slopes and to form high-angle layering of materials with different grain size. This construction method thus leads to higher vertical permeability through preferential pathways.

To reflect those construction methods in models, materials were assigned a different type of permeability anisotropy. A higher horizontal to vertical permeability was given to material representative of construction by benches, whereas a higher vertical to horizontal permeability was assigned to material that is meant to represent a pile that

would have been constructed by free dumping (Table 1). Figures 2 and 3 show the interpolated spatial distribution of vertical permeability  $k_v$  ( $m^2$ ) in the numerical grid for the two types of anisotropy represented (same scale in both figures). Although the same material types are assigned to the grid cells, the type of anisotropy leads to quite different ranges of  $k_v$ . Vertical permeability controls fluid flow in the pile, both water (downward) and gas (mostly upward under thermal convection) tend to flow vertically. Preferential high and low permeability paths are apparent even though material types were randomly assigned to grid cells.

To facilitate comparison to previous work using homogeneous properties, the boundary and initial conditions used are the same as Lefebvre (1994): a surface temperature of 5 °C, atmospheric oxygen mass fraction of 0.2315 and atmospheric pressure on the surface is fixed at 100 kPa with hydrostatic gas pressure profile with depth. Water infiltration is about 0.35 m/y.

### 3 NUMERICAL SIMULATION RESULTS

Simulations were run for 10 years under transient conditions with the onset of pyrite oxidation and ARD production presumed to take place from the start. The results presented compare 4 simulated conditions: a heterogeneous and a homogeneous model with two types of anisotropy. Due to space limitations, results presented in this paper focus on fluid flow (liquid and gas), but heat transfer processes taking place under the simulated conditions were also analyzed.

#### 3.1 Liquid Circulation

Figures 4 and 5 show simulated distributions of water saturation and the mass fluxes of liquid water, respectively for heterogeneous and homogeneous conditions. The presence of four material types in the heterogeneous model leads to a highly non uniform distribution of water saturation (Figure 4). Compared to the spatial distribution of materials (Figure 1) and vertical permeability  $k_v$  (Figures 2 and 3), it is apparent that fine low-permeability materials have high water saturations, whereas coarse materials present low water saturations. This distribution of water saturation controls the infiltration of liquid water: large liquid water mass fluxes occur in preferential flow paths going through areas where fine materials are vertically connected. It may seem contradictory that more water flow takes place in the low permeability fine materials. Capillary properties of fine materials, especially their higher air entry value, lead to more retention of water. These materials with higher

water saturation thus have higher effective permeability to water, thus water will tend to flow preferentially along vertical paths where fine materials are prevalent. Such behaviour is analog to what was found by Wang and Narasimhan (1985) for partially saturated fractured tuffs.

The spatial distributions of water saturation for the two types of anisotropy are very similar for the heterogeneous models. This is due to the fact that capillary parameters assigned to the materials are the same for the two models. Although models may appear the same visually, a quantitative assessment showed that the model representing benches has slightly higher water saturations than the model representing end-dumping. Water flow paths also appear similar for the two models. However, the water fluxes are larger and follow more tortuous paths in the model representing construction by benches. The more direct downward liquid water flow in the model representing end-dumping is due to the higher vertical permeability compared to the horizontal component ( $k_v > k_h$ ).

The homogeneous models show a much different liquid water flow field with relatively uniform water saturation and fluxes. It is however apparent that water fluxes are higher in the hottest part of the pile (see figure 7 for the temperature distribution). High pile temperatures lead to high upward water vapour transfer but it condensates as it reaches near the cooler pile surface, thus leading to more liquid water infiltration (this is more apparent in the homogeneous model representing end-dumping).

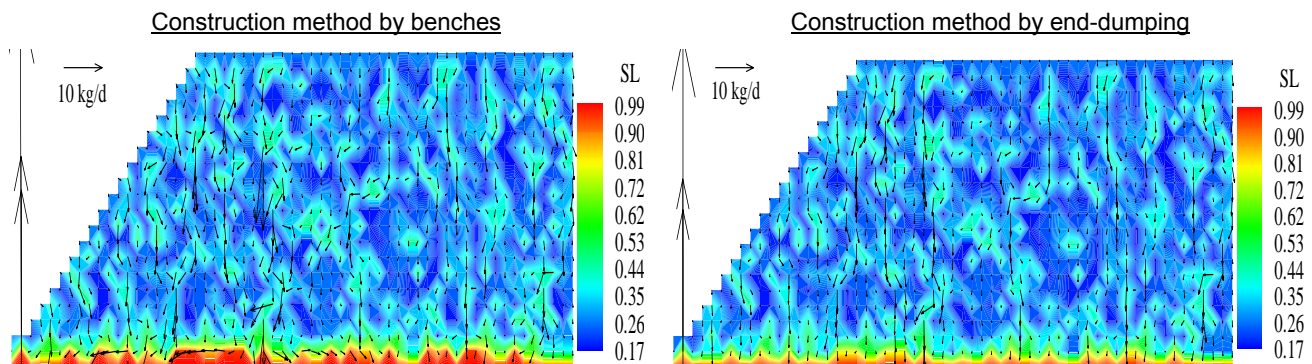


Figure 4. Liquid saturation and liquid mass fluxes for the heterogeneous cases after 10 years

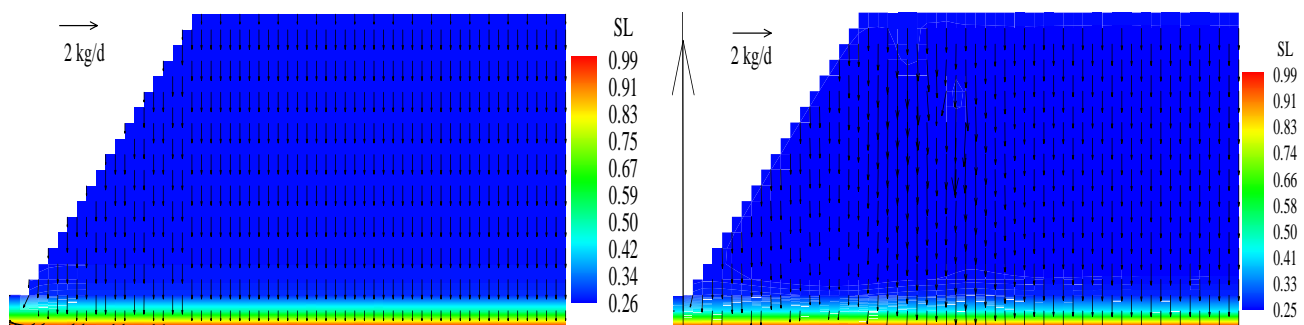


Figure 5. Liquid saturation and liquid mass fluxes for the homogeneous cases after 10 years



### 3.2 Gas Circulation

Circulation of the gas phase in waste rock piles is an important process as it is responsible for the entry of oxygen and also leads to water redistribution through the transfer of water vapour. Oxygen fluxes into waste rock piles support pyrite oxidation and ARD production (Ritchie 1994). Water redistribution through the transfer of water vapour can be an important process in certain waste rock systems (Lefebvre et al. 2001c 2002). Gas transfer in waste rock piles can occur by thermal convection (advection or flow) or gas component diffusion (Lefebvre et al. 2001a 2001b). In this section we use water vapour circulation to illustrate how the gas phase circulates in waste rock piles under simulated heterogeneous and homogeneous conditions. Oxygen transfer is discussed in the next section.

Water vapour pressure, which determines its concentration in air, increases with temperature. The transfer of water vapour in the gas phase can occur by diffusion but it is more effective by advection, i.e. with air flow. Higher water vapour transfer will thus occur where temperature is higher in zones of high thermal gas convection. Figures 6 and 7 show the simulated distribution of temperature and the paths of water vapour transfer for the heterogeneous and homogeneous models, respectively.

The paths of water vapour transfer shown on figures 6 and 7 indicate that thermal gas convection cells form in all simulated cases. The most important convection cell is

located on the edge of piles, similar to results by Lefebvre et al. (2001b) and Pantelis et al. (2002). Within the pile, the nature of these cells appears more controlled by permeability anisotropy than by heterogeneity. It is apparent that homogeneous and heterogeneous models representing construction by benches have similar patterns that differ from the ones in models related to end dumping. In the latter case, high vertical permeabilities lead to the onset of secondary convection cells creating gas circulation from the surface to the core of the pile.

In the heterogeneous models (Figure 6), gas flow and water vapour transfer preferentially occur in the coarse material where gas saturations are higher. This is opposite to water flow that was shown to occur in fine material where water saturation is high (Figure 4). The important water vapour transfer in high temperature zones lead to a partial desaturation of these zones relative to lower temperature zones. Diffusion transfer is not significant compared to advection (no flux perpendicular to hot area where water vapour concentration is higher).

Following these results, it appears that pile construction by benches improves the air entry from the edge, whereas construction by end-dumping leads to more air entry from pile surface and vertical transfer by secondary convection cells. Water vapour transfer by convection leads to water redistribution in the pile as well as the transfer of sensible heat from evaporating areas to condensing ones (Lefebvre et al. 2001c 2002).

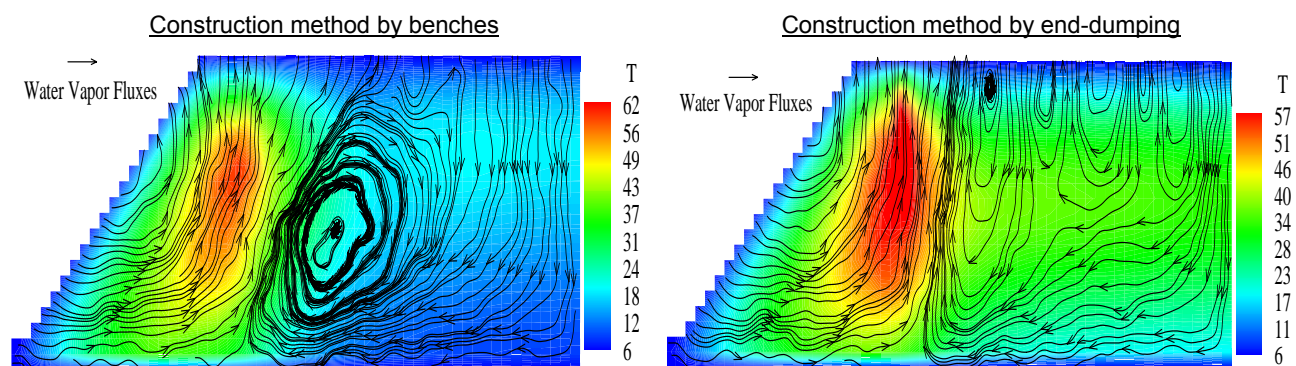


Figure 6. Temperature and water vapour transfer paths for the heterogeneous cases after 10 years

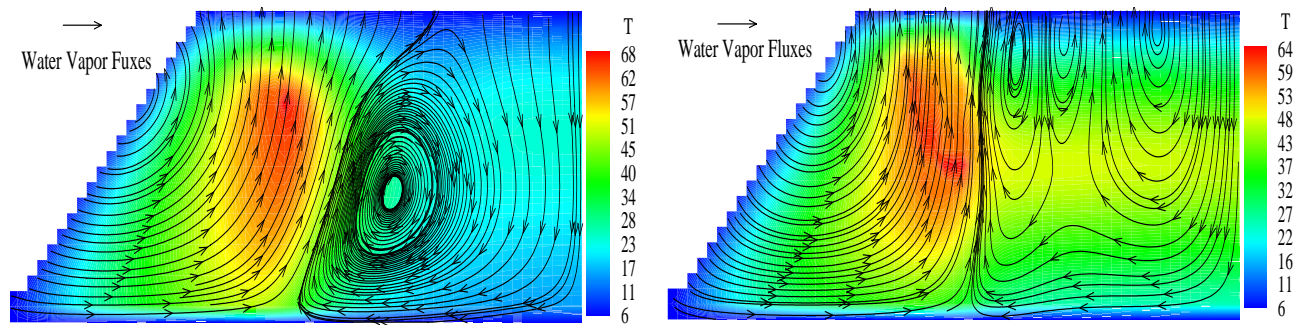


Figure 7. Temperature and water vapour transfer paths for the homogeneous cases after 10 years

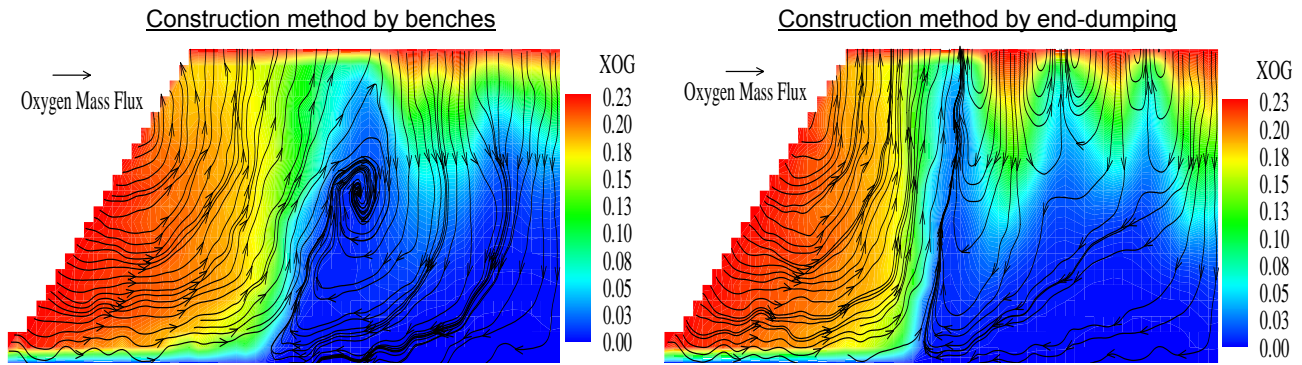


Figure 8. Oxygen mass fraction in the gas phase and oxygen transfer paths for the heterogeneous cases after 10 years

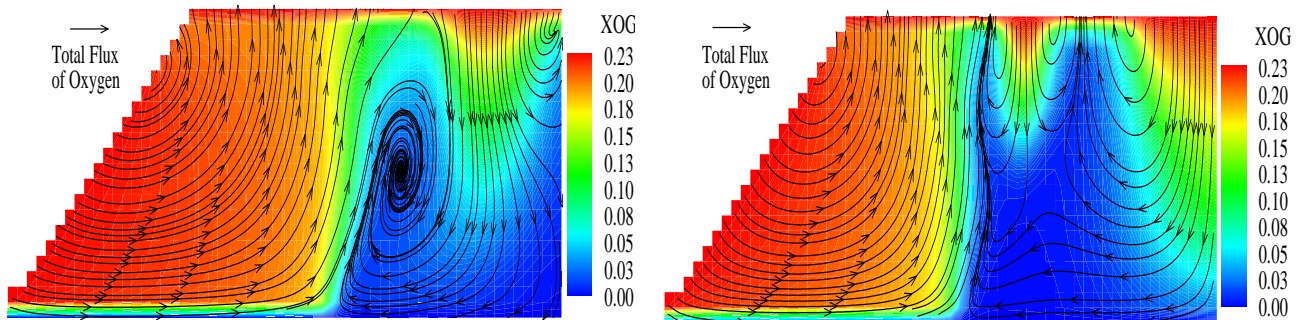


Figure 9. Oxygen mass fraction in the gas phase and oxygen transfer paths for the homogeneous cases after 10 years

### 3.3 Oxygen Transfer

Similarly to water vapour, atmospheric oxygen circulates in waste rock piles in gas convection cells. The fate of oxygen is different from the one of water vapour that is created when temperature increase and condenses when it decreases. The oxygen brought into waste rock piles will be consumed by pyrite oxidation. As oxygen is transferred within waste rock pile its concentration will thus progressively decrease (Lefebvre et al. 2001b).

Figures 8 and 9 show the simulated transfer paths of oxygen and its concentration, respectively for the heterogeneous and homogeneous models. Oxygen transfer paths are similar to the ones for water vapour (Figures 6 and 7) and oxygen transfer is again dominated by thermal convection of the gas phase. However, in the heterogeneous models, the paths are more tortuous and preferentially go through coarse materials. In all models, the most important convection cell initiated at the edge of the pile leads to higher oxygen concentrations at the border of piles. Oxygen concentrations progressively decrease as gas flows through the pile. In both the end-dumping models and bench models, there are also secondary gas convection cells initiated at the top of piles that bring some oxygen to the interior of the pile. This process is more efficient for the end-dumping models due to their higher vertical permeabilities.

Overall, the type of anisotropy is seen to largely influence gas flow and thus control the air and oxygen entry in the pile. The air entry at the edge in the case of end-dumping construction is less significant but sufficient to bring

oxygen necessary to support oxidation. In the end-dumping models there are also several secondary convection cells in addition to the principal convection in the center of the pile. These secondary cells close to surface contribute effectively to increase the air entry and bring more oxygen in these places.

### 3.4 Evolution of Average Simulated Conditions

The evolution of simulated average conditions through time in the piles provides indications on the overall effects of the processes occurring in the various models. Temperature and oxygen are presented for the heterogeneous and the homogeneous models (Figure 10). This figure first shows that simulated conditions have not yet reached steady state, since temperature and oxygen concentration are still increasing. The homogeneous case with end-dumping construction reaches the highest values of temperature and oxygen mass fraction. This also occurs for the heterogeneous models. The values of permeability considered in both cases lead to a strong oxidation, high temperatures and resultantly important thermal gas convection that brings in air and oxygen efficiently in the pile. This occurs predominantly from the edge of piles in all cases, but end-dumping models also have important secondary convection cells that also bring oxygen in the pile. However, these secondary convection cells are unstable and lead to oscillations in the oxygen concentration of end-dumping models relative to bench models.

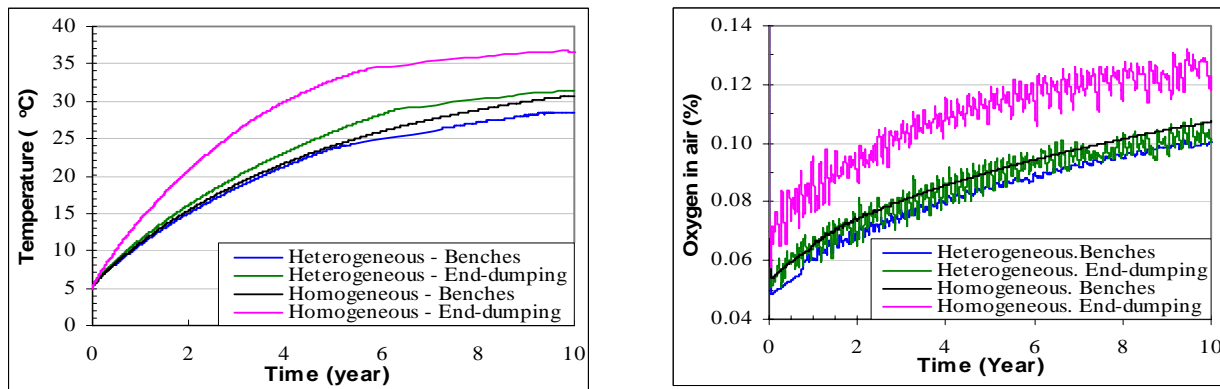


Figure 10. Simulated global averages of physical conditions through time

#### 4 CONCLUSION

Waste rock piles are very heterogeneous systems. Fala et al. (2006) have conceptually demonstrated that pile construction methods lead to different types of internal structure and anisotropy that have important implications on water flow. So far, most modeling of other physical processes has used homogeneous conditions. In view of the emerging evidence about the importance of heterogeneity and anisotropy on water flow, our study aimed at improving the representation of waste rock pile systems in numerical models that simulate a wide range of physical processes, especially gas flow.

To represent waste rock pile heterogeneity, a numerical TOUGH AMD model was used with random juxtaposition of four material types having different permeabilities and capillary properties representative of the range of grain size commonly found in piles. To represent the effect of the two main pile construction methods, these materials were assigned a different permeability anisotropy, with the vertical component  $k_v$  higher than the horizontal  $k_h$  to represent end-dumping and the inverse for construction in benches. The two heterogeneous models thus produced were compared to two homogeneous models.

Modeling results showed that the heterogeneous models had preferential liquid water and gas flow paths, even though the numerical grid had a randomly arranged distribution of materials. Infiltrating water flow was found to be restricted mostly to fine grained materials. This is due to the capillary properties of fine materials that keep them at high water saturations, thus high effective water permeabilities. On the contrary, despite the fact that coarse materials have very high total permeabilities, they remain at low water saturations and thus have low effective water permeabilities. Gas flow appeared more generally distributed through all materials but it is also following preferential flow paths through coarse-grained material in which gas saturations and effective gas permeabilities are higher.

For all materials, important thermal gas convection occurs, whether the material is homogeneous or heterogeneous, with higher horizontal permeability  $k_h$  (benches) or vertical  $k_v$  (end-dumping). The main gas circulation cell is found at the edge of all simulated piles. This common behaviour is found not to be dependant on internal pile structure. Instead, the physical process seems dominant compared to the internal arrangement of materials. Consequently, this type of gas flow would be expected to occur in most piles, as long as the waste rock is permeable enough to allow the onset of thermal convection (Kuo and Ritchie 1999; Lefebvre et al. 2001b).

Besides the dominant thermal convection cell found in all simulations, varied secondary gas convection patterns also occurred in the models. These patterns depend primarily on the type of anisotropy. The models with an anisotropy representative of construction by benches (high  $k_h$ ) have one main minor internal convection cell originating at the pile surface and bringing oxygen inside piles. Distinctly, models with an anisotropy representative of end-dumping (high  $k_v$ ) have several minor internal convection cells originating at the pile surface and bringing more oxygen inside piles. It thus seems that permeability anisotropy is the dominant factor controlling the type of secondary convection patterns.

Results show that heterogeneity leads to preferential water flow. This has important implications for the way water desaturation ("draindown") would occur in a pile after the installation of an impermeable cover (Lahmira et al. in prep.). The preferential flow of water also has important implications on leachate mass transport in waste rock piles. On the basis of geochemical evidences, Sracek et al. (2004) had identified exchanges between fast and slow flow paths in a waste rock pile, which is coherent with our simulation results.

#### REFERENCES

Aubertin, M., Falla, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R., Chouteau, M., Wilson, W., 2005.

- Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, 39 p.
- Cathles, L.M., 1979. Predictive capabilities of a finite difference model of copper leaching in low grade industrial sulfide waste dumps. *Math. Geol.*, 11, 175-191.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M., 1986. A model of oxidation in pyritic mine wastes: part I – equations and approximate solution. *Appl. Math. Modeling*, 10, Oct, 314-322.
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R., 2006. Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock sites. 7<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), St. Louis MO. American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 582-597.
- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M., 1981. The use of temperature profiles to estimate the pyritic oxidation rate in a waste rock dumps from an open-cut mine. *Water, Air, Soil Pollution*, 15, 405-423.
- Harries, J.R., and Ritchie, A.I.M., 1985. Pore gas composition in waste rock dumps undergoing pyritic oxidation. *Soil Science*, 140 (2), 143-152.
- Herasymuik, G., Azam, S., Wilson, G.W., Barbour, L.S., Nichol, C.D., 2006. Hydrological characterization of an unsaturated waste rock dump. Proceedings, 59<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Vancouver, Canada, October 1-4, 2006, 751-757.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S., Pionke, H.B., and Jacoby, E.L., Jr., 1983. Atmosphere and temperature change within a reclaimed coal strip mine. *Soil Science*, 136 (3), 164-177.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S., Pionke, H.B., 1984: Acid mine drainage from reclaimed coal strip mines - 1. Model Description. *Water Resources Research*, 20 (2), 233-242.
- Kuo, E.Y., Ritchie, A.I.M., 1999. The impact of convection on the overall oxidation rate in sulfidic waste rock dumps. Proceedings, Sudbury '99 - Mining and the Environment, Paper AD2, vol. 1, 9-18.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., 2005. Numerical simulation of physical processes related to heap leaching of sulphides with upward air injection. 58<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, CA.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., Blier, A., Aubertin, M., Bussière, B., in prep. Numerical modeling of cover installation effect on fluid flow in the Mine Doyon South waste rock pile. Proceedings, Sudbury 2007 – Mining and the Environment IV, Sudbury, CA
- Lefebvre, R., 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Thèse de doctorat, Université Laval (Québec), Canada, 375 p.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Lamontagne, A., 2001a. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2: Applications of numerical simulations. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 165-186.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001b. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 137-164.
- Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., 2001c. Numerical simulations of acid rock drainage in the Sugar Shack South rock pile, Questa Mine, New Mexico, U.S.A. Proceedings, 54<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, Calgary, CA, 1568-1575.
- Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., Robertson, A.M., 2002. ARD Production and Water Vapor Transport at Questa Mine. In *Tailings and Mine Waste '02*, Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Conf. on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, Colorado, 27-30 January 2002, A.A. Balkema Publishers, 479-488.
- Martin, V., Aubertin, M., Zhan, J., Bussière, B., Chapuis, R.P., 2005. An investigation into the hydrological behavior of exposed and covered waste rock dumps. SME Annual meeting, 05-109 (Salt Lake City).
- Molson, J.W., Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B., 2005. Numerical simulations of sulphide oxidation, geochemical speciation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles, *Journal of Contaminant Hydrology*, 78 (4), pp 343-371.
- Nichol, C., Smith, L., Beckie, R., 2000. Hydrogeologic behaviour of unsaturated waste rock: An experimental study, Proceedings, 5<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, 1:215-224.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1991. Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores. *Appl. Math. Modeling*, 15, March, 136-143.
- Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., Stepanyants, Y.A., 2002. A conceptual model for the description of oxidation and transport processes in sulphidic waste dumps. *Appl. Math. Modell.* 26, 751-770.
- Pruess, K., 1987. TOUGH-User's Guide, Lawrence Berkeley National Laboratory LBNL-20700, 78 p.
- Pruess, K., 1991. TOUGH2 – A general-purpose numerical model for multiphase fluid and heat transfer. Lawrence Berkeley National Lab LBNL-29400, 102 p.
- Ritchie, A.I.M., 1994. The waste-rock environment. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (Eds.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Mineralogical Association of Canada, Ottawa, Canada, 133-161.
- Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R., Nicholson, R.V., 2004. Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Québec, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 69 (1-2), 45-71.
- Wang, J.S.Y., and Narasimhan, T.N., 1985. Hydrologic mechanisms governing fluid flow in a partially saturated, fractured, porous media. *Water Resources Research*, 21 (12), 1861-1874.
- Wels, C. Lefebvre, R., Robertson, A.M., 2003. An Overview of prediction and control of air flow in acid-generation Waste rock dumps. Proceedings, 6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 12-18 July 2003, Cairns, Australia, 639-650.

## **Sullivan Mine Fatalities Incident: Numerical Modeling of Gas Transport and Reversal in Gas Flow Directions<sup>1</sup>**

Belkacem Lahmira<sup>2\*</sup>, René Lefebvre<sup>3</sup>, Daryl Hockley<sup>4</sup> and Mark Phillip<sup>5</sup>

<sup>2</sup> INRS-Eau Terre Environnement, Quebec City, QC, G1K 9A9, Canada, [belkacem.lahmira@ete.inrs.ca](mailto:belkacem.lahmira@ete.inrs.ca)

<sup>3</sup> INRS-Eau Terre Environnement, Quebec City, QC, G1K 9A9, Canada, [rlefebvre@ete.inrs.ca](mailto:rlefebvre@ete.inrs.ca)

<sup>4</sup> SRK Consulting (Canada) Inc., Vancouver, BC, V6E 3X2, Canada, [dhockley@srk.com](mailto:dhockley@srk.com)

<sup>5</sup> O'Kane Consultants USA Inc., Anaconda, MT 59711, USA, [mphillip@okc-sk.com](mailto:mphillip@okc-sk.com)

*8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Sweden, 2009*

### **ABSTRACT**

The Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump is located on a natural slope and covered by till. The outflow of oxygen-deprived gas through a leachate drainage pipe in an enclosure at the base of the dump resulted in four fatalities in May 2006. A numerical model was developed to understand controls on gas flow, which was found to be related to the relative buoyancy of the dump gas phase compared to atmospheric air. Changes in atmospheric air density are caused by atmospheric temperature variations, whereas the dump gas phase density is fixed by the steady internal dump temperature. When atmospheric temperature is lower than the internal dump temperature, atmospheric air density is higher than dump gas density, inducing upward dump gas flow and air entry in the pipe. Instead, downward dump gas flow occurs and exits the pipe when high atmospheric temperature leads to an air density lower than dump gas density. A similar gas flow behavior would still occur without the pipe or without the till cover, indicating that the observed gas flow conditions could be present in other waste rock dumps.

Additional Key Words: waste rock, buoyancy, atmospheric temperature, barometric pressure, dump cover, personnel security.

### **INTRODUCTION**

The Sullivan Mine, now closed and reclaimed, is located adjacent to Kimberley, British Columbia (B.C.), Canada. The No. 1 Shaft Waste Rock Dump was built from the 1940's to 2001, principally by the deposition of waste rock from the No. 1 Shaft. Waste rock was deposited along a natural slope on bedrock to attain a total height of approximately 55 m. The dump was subsequently resloped and covered with a 1 m till layer.

A fatal accident occurred in May 2006 at the No. 1 Shaft Waste Dump of the Sullivan Mine, B.C. This accident was thought to be related to the downward flow of oxygen-deficient air originating from within the waste dump. That air was presumed to have entered a water sampling enclosure located at the base of the waste dump through the waste dump's drainage pipe. This paper reports on a numerical model study which had

---

<sup>1</sup> Paper presented at Securing the Future and 8th ICARD, June 23-26, 2009, Skellefteå, Sweden.

the objective of testing the plausibility of various physical mechanisms that were hypothesized to be controlling gas flow in the dump. Companion papers provide a description of the site and the characterization and monitoring program (Dawson et al. 2009; Philip et al. 2009).

## NUMERICAL MODELING OF GAS FLOW IN WASTE ROCK DUMPS

### General waste rock dump modeling approach

The numerical simulator TOUGH AMD was used to develop a model representing the No. 1 Shaft Waste Rock Dump. TOUGH AMD represents multiphase transfer processes and reactions within acid-generating rock piles containing pyrite (Lefebvre *et al.* 2001a 2001b). The numerical simulator TOUGH AMD considers heat and three components: water and air subdivided in two components (oxygen and the other air gases). Oxygen is consumed by pyrite oxidation, which has first-order kinetics relative to oxygen. A reaction core model represents the pyrite oxidation kinetics in mine rock.

Waste rock dumps which generate acid mine drainage (AMD) are partially water saturated media within which oxygen consumption occurs due to sulfide oxidation (primarily pyrite), which leads to heat production (Lefebvre et al., 2001a). Numerical simulation of AMD in waste rock dumps thus involves the simultaneous estimation of four unknowns to determine the state of the system (gas pressure, water saturation, mass fraction of oxygen and temperature). The simulator must also calculate the equation of state defining the equilibrium concentration of components (water, air and oxygen) in the two fluid phases (gas and liquid) as a function of temperature.

### Simplifying assumptions for the No. 1 Shaft Dump modeling

Compared to the general case of AMD in waste rock, conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump at the Sullivan Mine allow the modeled system to be simplified as follows:

- **Thermal conditions.** Isothermal (fixed temperature) conditions can be used with different temperatures assigned to the dump and atmosphere, but without considering heat transfer, thus avoiding the need to solve for temperature. This simplification is possible because the average temperature in the dump is uniform and relatively constant throughout the year (Lahmira and Lefebvre 2008);
- **Gas composition.** Fixed gas composition, equivalent to atmospheric air, assigned to gas phases in the dump and atmosphere, thus avoiding the need to solve for gas composition. Fixed gas composition can be imposed because the dump gas phase has a mean molar mass similar to atmospheric air, as the oxygen depletion, which would lower the molar mass, is compensated by the presence of CO<sub>2</sub> that brings its molar mass close to atmospheric air (Lahmira and Lefebvre, 2008);
- **Water flow.** Fixed water saturations, at different values for waste rock and till cover, imposed as residual water. This implies that no liquid water flow is represented, thus avoiding the solution of highly non-linear liquid flow under unsaturated conditions. This simplification is possible due to the assumed relatively stable water saturations in the dump throughout the year.

## NUMERICAL MODEL DEVELOPMENT AND VALIDATION

### Numerical modeling program

For the numerical simulation of gas flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, different emphasis was placed on the representation of gas flow processes. Gas flow related to gas composition changes was neglected *a priori* because dump gas molar mass is equivalent to that of atmospheric air. Special emphasis was placed on representation of the effect of atmospheric temperature on dump gas flow, because pipe gas velocity monitored at the site was observed to be strongly correlated to atmospheric temperature. Simulations were carried out with a fixed temperature assigned to waste rock but at different values of atmospheric temperature in contact with the dump surface. Complementary simulations were carried out to investigate 1) the effect of high and low barometric pressures, 2) what would happen without a pipe, and 3) the impact of not having a till cover on the dump.

### Numerical model conditions

A section that runs through the dump was used as a basis for the 2D vertical numerical grid of the No. 1 Shaft Waste Dump. This section was selected because it is representative of the central part of the dump and is surrounded by monitoring boreholes and the weather station. Gas flow should predominantly be from the wide slope to the top surface because the dump has a wide central part, and could thus be approximated as two-dimensional. A 2D vertical section numerical model having a similar width as the dump should thus be representative of the bulk gas flow in the dump. Figure 1 shows the section and the main features of the numerical grid and the distribution of materials. The grid has a total of 889 elements, of which 53 are non active and serve to impose atmospheric conditions at the dump surface, and 1 element is non active to impose atmospheric conditions at the pipe located within toe drain fill material at the outside base of the dump. The area of the non active element representing the pipe in contact with an active drain element was assigned a value of  $0.1257 \text{ m}^2$ , which represents the actual flow area of the pipe to allow representative simulated gas fluxes through the pipe.

Figure 1 also shows the distribution of materials and boundary conditions assigned to the numerical grid. At the surface of the dump, two single layers of 1 m thick elements are used to respectively represent non-active (fixed) boundary conditions and the underlying till cover. The pipe used to convey leachate and through which gas flows is within that drain material and it is a non-active element to which atmospheric conditions are assigned. The inside limit and base of the dump are supposed impermeable and thus specified as no flux boundaries. Surface non-active elements are assigned atmospheric temperature and pressure conditions. Atmospheric temperature is assigned to non-active boundary elements. Atmospheric pressure has to be applied with a value decreasing with elevation in accordance to the atmospheric air density in order to represent a stagnant hydrostatic gas column. Even though non-active surface elements are assigned an atmospheric temperature different from the internal dump temperature, no heat transfer is considered. However, imposing atmospheric temperatures to non-active surface elements provides inflowing air densities and viscosities representative of the atmosphere. Lahmira and Lefebvre (2008) provide more details on the numerical modeling work.

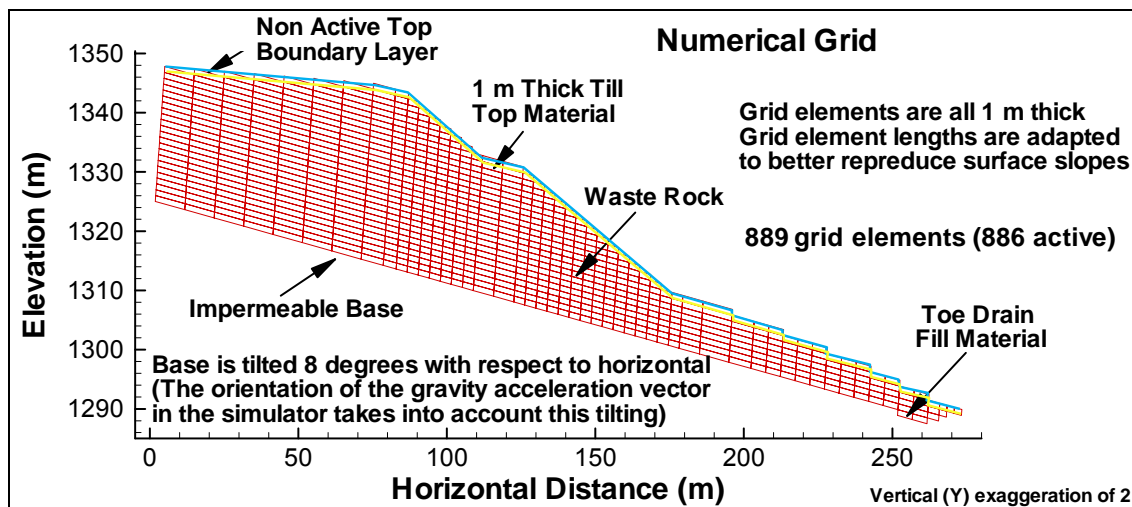


Figure 1. Boundary conditions and materials distribution in the numerical grid.

Monitoring data from the weather station show that temperature varies by about 30 °C, from -8 to 23 °C, and barometric pressure ranges from 85 000 to 88 000 Pa, with a mean of about 86 700 Pa (raw uncorrected pressures at the elevation of the station on the dump). Monitoring data also show no gas flow through the pipe, so no gas exchange between the dump and atmosphere, when atmospheric temperature is around 10 to 12 °C. This “equilibrium” temperature thus represents the effective mean global gas temperature in the dump, considering that the dump gas phase has a molar mass equivalent to atmospheric air. The magnitude of gas exchanges between the dump and atmosphere should depend on the departure of atmospheric temperature from the equilibrium temperature. In order to simulate these gas exchanges, the numerical model thus has to represent the full range of 30 °C temperature variations. However, the equation of state in TOUGH AMD cannot represent temperatures under 0 °C. Despite this limitation, since it is the departure in temperature relative to the equilibrium that controls gas exchanges, the model uses an equilibrium temperature of 25 °C, which allows the model to represent temperature swings without reaching negative values.

Table 1 summarizes atmospheric temperatures and corresponding atmospheric pressures imposed as boundary conditions. This paper highlights results obtained for the two “extreme” temperature cases at 5 and 36 °C representing the normal range of variation for atmospheric temperature at the site. Table 1 shows pressure values imposed at the top of the dump and at the pipe located near its base. Table 2 summarizes the material properties derived from available data on the No. 1 Shaft Waste Rock Dump (details provided by Lahmira and Lefebvre, 2008). Till properties were assigned on the basis of available laboratory and field measurements. Using available grain size distributions, waste rock properties were estimated by comparison of its grains size distribution to analog waste rock whose properties were measured in the laboratory. Representative soil moistures of the till for wet and dry conditions were based on measured soil moisture profiles on the No. 1 Shaft Dump. A representative waste rock soil moisture was obtained by assuming capillary equilibrium with the till cover.



Table 1. Temperature and pressure conditions with corresponding pneumatic potential

Imposed Conditions	Minimum atmospheric temperature (°C)	“Mean” dump temperature (°C)	Maximum atmospheric temperature (°C)
Real value	-8	12	23
Model value	5	25	36
Pressure at dump top <sup>a</sup> (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pressure at pipe <sup>b</sup> (Pa)	86 498	87 415	87 869
Mean dump gas density (kg/m <sup>3</sup> )	0.991	1.002	1.008
Mean atmospheric air density (kg/m <sup>3</sup> )	1.062	1.002	0.972
Pneumatic potential <sup>c</sup> at dump top (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pneumatic potential at pipe (Pa)	85 905	86 821	87 266
Potential difference (Top – Pipe) (Pa)	-43	0	34
Dump gas general flow direction	Upward	No flow	Downward

a: the top of the dump is at an elevation of 1348 m.

b: the pipe at the bottom of the dump is at an elevation of about 1287 m.

c: pneumatic potentials are calculated within the dump for conditions corresponding to the dump gas mean density at the internal dump temperature (25 °C) and gas pressure.

Table 2. Material properties

Property	Dry Till	Wet Till	Waste Rock	Drain & Pipe
Total porosity (dim.)	0.295	0.295	0.33	0.45
Residual water saturation (dim.)	0.80	0.950	0.35	0.45
Hydraulic conductivity (m/s)	5.00E-06	5.00E-06	1.00E-04	1.00E-03
Estimated effective air permeability (m <sup>2</sup> )	1.46E-13	9.41E-15	9.34E-12	1.02E-10
<b>Used effective air permeability (m<sup>2</sup>)</b>	<b>5.10E-12</b>	<b>5.10E-12</b>	<b>5.02E-09</b>	<b>5.02E-05</b>
Van Genuchten $\alpha$ parameter (Pa <sup>-1</sup> )	0.000008	0.000008	0.00085	
Van Genuchten $m$ parameter (dim.)	0.55	0.55	0.3	
Van Genuchten $n$ parameter (dim.)	2.22	2.22	1.43	

Material properties were modified from their initial estimate to calibrate and validate the model. The following criteria were used to determine if the model was representative and appropriately calibrated: 1) the direction (in or out) and magnitude of pipe gas flow as a

function of atmospheric temperature; 2) the gas pressure gradients generated between the dump and atmosphere as compared to those measured at observation wells; 3) the gas flow patterns as compared to inferred patterns based on gas pressure gradients and gas composition measured in observation wells; and 4) the time for the system to reach steady state, as monitoring data show that pipe gas velocities and directions quickly follow changes in atmospheric temperature with a short lag time.

### Model calibration and validation

Figure 2 compares measured pipe gas velocities as a function of atmospheric temperature to numerical simulation results. Pipe gas velocities provide the best indication of the importance and direction of gas flow in the dump. At the equilibrium temperature of 10–12 °C, there is no gas flow through the pipe, whereas pipe gas velocity is positive (into the pipe) at temperatures lower than the equilibrium and negative (out of the pipe) at temperatures above the equilibrium. Simulated pipe gas velocities very closely reproduce observations, showing that the model is properly calibrated. The model is also validated by comparison to other monitoring observations that are coherent with simulation results, as will be discussed later in this paper.

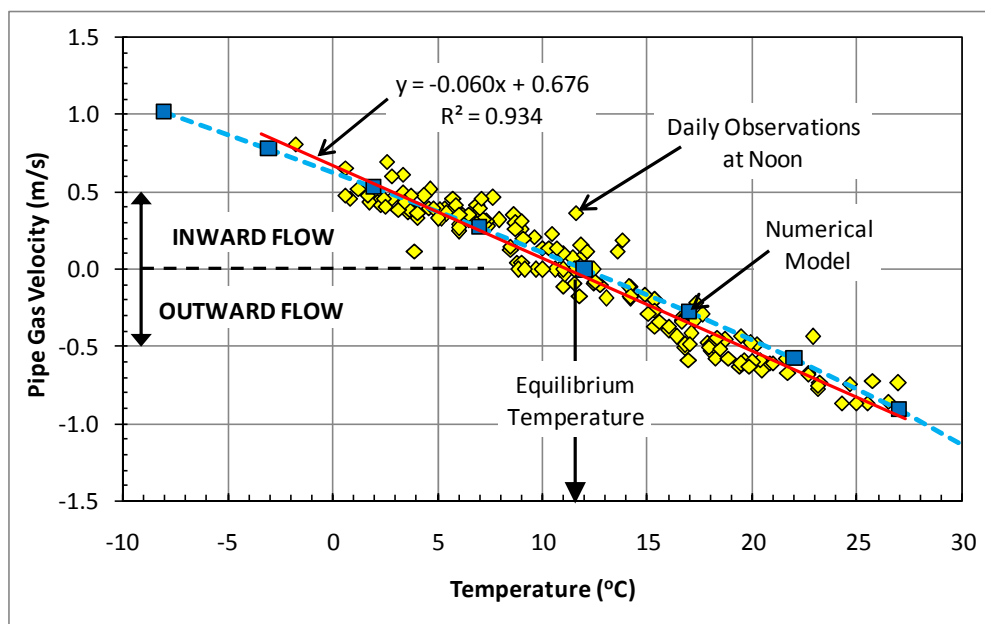


Figure 2. Comparison of simulated and measured gas velocities in the pipe.

Positive pipe gas velocities correspond to gas flow in the pipe, whereas negative values represent gas flow out of the pipe. Simulations were carried out for a dry till cover at 5 °C interval above and below the equilibrium temperature. Simulation results (blue squares) are shown at temperatures of the actual system corresponding to simulation temperatures (Table 1). Observations shown (yellow lozenges) are selected daily values measured at Noon. The red line is the linear regression of observations. The dashed blue line linearly links simulation results.

## SIMULATED GAS FLOW BEHAVIOR

### Gas flow in the dump at low and high temperature

For simulations at atmospheric temperatures of 5 °C and 36 °C, Figure 3 shows calculated pneumatic potentials corresponding to simulated conditions with a color scale. Each figure shows conditions for three simulated cases: the base case with dry till cover and pipe, the case with dry till cover and no pipe, and the case without till cover but with a pipe. The simulated high and low barometric pressure cases are not illustrated as these results are very similar to the base case, but with shifted absolute values of pneumatic potential. Figure 3 also shows streamlines indicating gas flow paths within the dump. Arrows along these streamlines indicate the gas flow direction, whereas black squares are time markers whose spacing indicates 5 day flow duration.

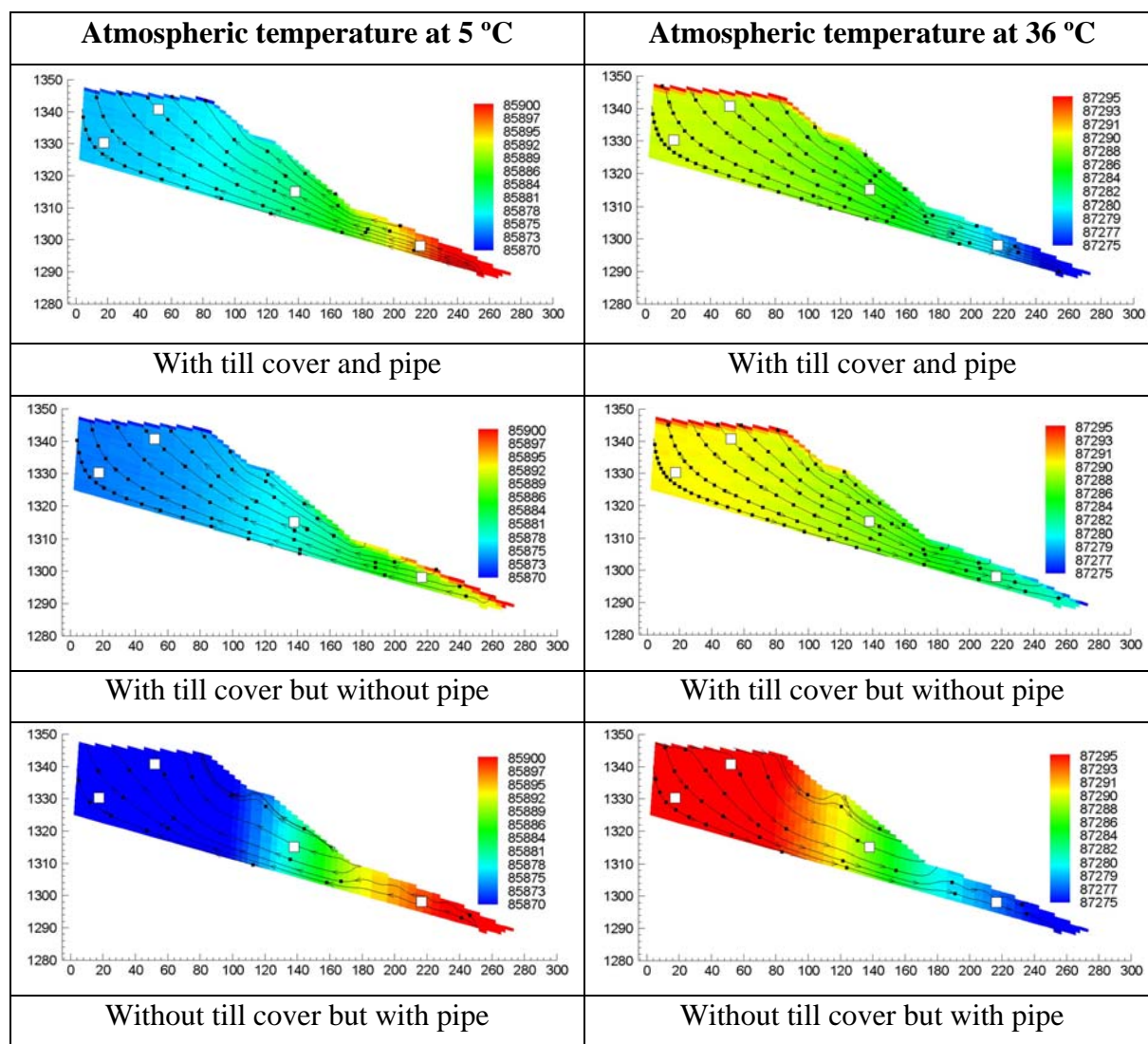


Figure 3. Pneumatic potential and stream traces at 5 °C (left column) and 36 °C (right column) for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom)

The top graphs of Figure 3 represent simulated conditions for the base case, at 5 and 36 °C. Although dump gas flows in opposite directions at these different atmospheric temperatures, gas flow patterns have common features. First, most of the gas exchanges between the dump and atmosphere occur through the pipe (and toe drain) and the top surface of the dump. This is indicated by the fact that a vast majority of streamlines extends from the pipe to the top surface of dump. The area of the pipe and toe drain within the dump has a potential similar to the one of the dump surface boundary at atmospheric conditions. However, there is a large potential difference between the uppermost part of the dump and the boundary at the top dump surface (shown by the contrast in color representing potential magnitude). This indicates that a significant loss in potential occurs as gas flows across the till cover at the dump top surface. There is limited exchange through the till cover along dump slope as indicated by few streamlines originating from the slope. On that slope, gas is exchanged in different directions through the till in the upper and lower parts of the dump slope.

Gas velocities are low in the interior and top portion of the dump, become higher in the center of the slope and are the fastest in the lower thin portion of the dump, as indicated by the spacing of streamline time markers on Figure 3 (farther apart markers indicate faster gas flow). There is about the same total gas flow rate from the top dump surface to the pipe located at the base of the dump because minimal flow occurs through the till cover. Gas velocity is thus related to the available gas flow cross section through the dump, which is much larger in the thick upper part of the dump than in the lower thin portion near the base of the dump. Gas velocities are higher for the case at low atmospheric temperature (5 °C) than at high temperature (36 °C) due to the higher difference in pneumatic potential between the dump top surface and the pipe at 5 °C compared to 36 °C (Table 1). These differences in gas velocity between these two cases influence the total gas transit time through the dump. The transit time actually depends of the position within the dump. For the case at 5 °C, if atmospheric temperature remained constant, it would take more than a month for gas to transit through the lower part of the dump, whereas the transit time would be less than 20 days through the upper portion of the dump closer to the slope. In the case of the gas transiting across the dump slope, its transit time would be less than 10 to 15 days. Gas flow is slower for the 36 °C case; hence, the total transit time would take more than 2 months in the lower part of the dump and in the order of 40 days in the upper portion of the dump close to the slope.

#### **Role of the toe drain/pipe and till cover (cases without a pipe or till cover)**

The middle graphs of Figure 3 show potentials and streamlines for the simulation case without a pipe, respectively, at 5 and 36 °C atmospheric temperatures. Compared to the base case, the absence of a pipe results in the same general flow direction and quite similar gas flow patterns through the dump. Without a pipe, the main difference compared to the base case is that gas has to flow through the till cover in the lower part of dump. There is an important potential loss as gas flows through the till (shown by the contrast in color related to potential magnitude) (also apparent on Figure 4). Gas velocity is decreased compared to the base case in lower part of dump due to more restricted gas exchanges between the dump and atmosphere in the absence of the pipe. Results for simulations without a pipe should only be compared to the base case as they are not

meant to represent what would actually occur without a pipe, but rather what is the role of the pipe under the conditions presently prevailing in the dump.

The lower graphs of Figure 3 show potentials and streamlines for the simulation case without a till cover, respectively at atmospheric temperatures of 5 and 36 °C. Compared to the base case, the absence of till cover leads to much faster gas flow in the dump. As there is no till cover, in this case there is no potential loss across the dump surface. This leads to increased gas entry in the dump through the slope as well as the pipe. However, gas entry through the pipe is relatively less important, compared to gas entry through the slope. This is indicated by the fact that fewer streamlines are transiting through the pipe than what occurred for the base case. Gas velocities are higher through the dump than in the base case, except through the lower part of the dump. Again, results for simulations without a cover should only be compared to the base case as they are not meant to represent what would actually occur without a cover, but rather what is the role of the cover under the present conditions of the dump.

## CONCLUSIONS

The numerical model developed to represent gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump reproduces pipe gas velocities as a function of temperature and is in general agreement with monitoring observations. In order to calibrate the model, the effective air permeability of the till cover and waste rock had to be significantly increased from the initial estimates based on available data. It is presumed that the increased permeability required by the model reflect the combined effects of coarse preferential flow paths in waste rock and localized variability in the cover. Representative results obtained from simulations support the simplifying assumptions made to develop the model, mainly that 1) the presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas could make its molar mass equivalent to atmospheric air, 2) the mean dump temperature remains relatively constant, and 3) water flow in the dump does not significantly alter gas flow.

The physical process at the origin of gas flow in the dump is thermal convection due to dump gas buoyancy. The dump gas buoyancy depends on its density difference relative to atmospheric air. The difference between dump gas and atmospheric air densities only depend on their respective temperatures: the dump gas temperature remains quite constant whereas atmospheric temperature is variable and thus controls gas flow direction and magnitude. The dump is supposed to maintain a relatively steady temperature of about 10-12 °C. When atmospheric temperature is similar to the mean dump temperature, there will be no tendency for dump gas to flow. However, when atmospheric temperature is lower than 10-12 °C, its density is higher than dump gas, which will tend to rise up through the atmosphere (positive buoyancy) and air will enter the pipe. Conversely, when atmospheric temperature is higher than 10-12 °C, its density is lower than dump gas, which will tend to sink down through the atmosphere (negative buoyancy) and dump gas will exit the pipe. Under these conditions, the dump gas will tend to be less dense than the surrounding atmosphere in winter and denser during summer. Such a mechanism implies that gas flow is controlled by external forces, namely atmospheric temperature, rather than by the properties of its cover or waste rock, as long as these materials are permeable enough to allow buoyancy-driven gas flow to occur.

Gas flow in the dump is not significantly affected by barometric pressure changes as it does not significantly affect the relative density of dump gas and atmospheric air. The pipe and high permeability toe drain fill material facilitate gas flow and exchanges with the atmosphere. The system was found to rapidly reach steady state gas flow conditions, in about 15 minutes, even following major perturbations in atmospheric temperature and pressure. Gas flow through the pipe and till cover can rapidly provide the relatively small gas volume required to compensate the effects of simulated atmospheric temperature and pressure changes. The natural system does not undergo such drastic changes and the system is dynamically reaching a new equilibrium related to variations in atmospheric conditions. Most of the gas flowing through the dump enters or exits through the pipe. However, there would still be similar gas flow patterns without the presence of the pipe. Similarly, although the till cover restricts gas exchanges between the dump and the atmosphere, a low permeability cover is not required to obtain the observed gas flow behavior. Actually, there would even be more gas flow without a cover and gas would similarly flow through the pipe. A perfectly sealed dump cover would not lead to the observed gas flow behavior. However, constructing and maintaining a full-scale cover system that controls gas transport to the extent required, while a promising technology, remains a challenge in the mining industry.

## REFERENCES

- Dawson, B., Phillip, M., O’Kane, M., 2009. Sullivan Mine fatalities incident: Site setting, acid rock drainage management, land reclamation and investigation into the fatalities. *8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage*, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., 2008. Numerical modeling of gas flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada. INRS-Eau, Terre Environnement, Research Report R-970, submitted to Teck Cominco, July 2008, 90 p., ISBN 978-2-89146-563-2.
- Lahmira, B., Lefebvre, R., Aubertin, M., Bussière, B., 2007. Modeling the influence of heterogeneity and anisotropy on physical processes in AMD-producing waste rock piles. *Proceedings, OttawaGeo 2007, 60<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference and 8<sup>th</sup> Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, Ottawa, Canada, October 21-24, 8 p.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Lamontagne, A., 2001b. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2: Applications of numerical simulations. *J. of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 165-186.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001a. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1: Conceptual model and system characterization. *J. of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 137-164.
- Phillip, M., Hockley, D., Dawson, B., Kuit, W., O’Kane, M., 2009. Sullivan Mine fatalities incident: Technical investigations and findings. *8<sup>th</sup> ICARD International Conference on Acid Rock Drainage*, Skelleftea, Sweden, June 22-26, 2009.

## **ANNEXE 3**

### **ANNEXE DU CHAPITRE 3**

#### **NUMERICAL MODELING OF GAS FLOW IN THE NO. 1 SHAFT WASTE ROCK DUMP, SULLIVAN MINE, B.C., CANADA**

Belkacem Lahmira and René Lefebvre

---

**Note:**

- Pagénation originale du rapport
- Ce rapport complète les résultats présentés dans le chapitre 3 et donne plus de résultats en détails sur l'écoulement du gaz dans la mine Sullivan

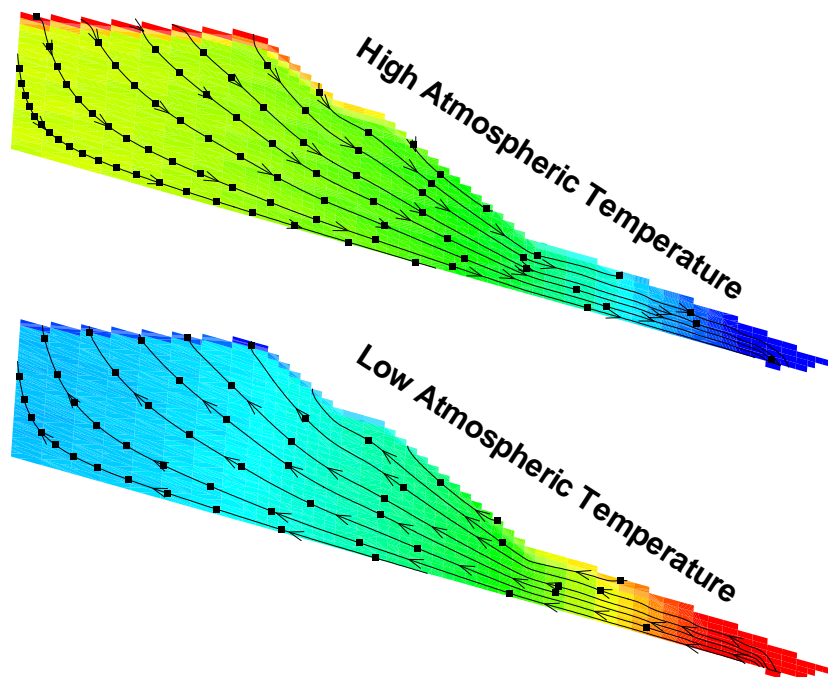




- FINAL REPORT -

# Numerical Modeling of Gas Flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada

Belkacem Lahmira and René Lefebvre



Institut national de la recherche scientifique  
Centre Eau Terre Environnement

Research Report R-970

July 2008





- FINAL REPORT -

---

Numerical Modeling of Gas Flow in the No. 1 Shaft  
Waste Rock Dump, Sullivan Mine, B.C., Canada

Belkacem Lahmira and René Lefebvre

Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement

---

Research carried out under contract with  
Teck Cominco Limited

Report submitted to  
Mr. Walter J. Kuit, Director, Environmental Science  
Teck Cominco Limited, Vancouver, Canada

---

Institut national de la recherche scientifique  
Centre Eau Terre Environnement

Research Report R-970  
ISBN 978-2-89146-563-2

July 2008



## Executive Summary

The Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump is located on a natural slope and covered by till. The outflow of oxygen-deprived gas through a leachate drainage pipe in an enclosure at the base of the dump resulted in four fatalities. Our mandate was to develop a numerical model to test the plausibility of physical mechanisms that were hypothesized to be controlling gas flow.

The numerical model confirms that gas flow is controlled by atmospheric temperature. Gas comes out of the drainage pipe when atmospheric temperature is higher than an equilibrium value. On the other hand, air enters the pipe when atmospheric temperature is lower than the equilibrium value. The value at which there is no gas flow is equivalent to the average internal dump temperature. Steady state flow conditions are rapidly reached, in 15-20 minutes, even after the major simulated initial perturbation in atmospheric temperature and pressure. Since the system rapidly responds, pipe flow rates can closely follow atmospheric temperature changes.

Gas flow is controlled by the relative buoyancy of the dump gas phase compared to atmospheric air, which is related to their relative densities. Barometric pressure has an insignificant effect on gas flow, as it barely modifies the relative densities of dump gas and atmospheric air. The presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas phase makes its molar mass equivalent to the one of atmospheric air. This implies that dump gas composition does not either influence the relative densities of dump gas and atmospheric air. Changes in atmospheric air density are caused by atmospheric temperature variations, whereas the dump gas phase density is nearly fixed by the steady internal dump temperature. When atmospheric temperature is lower than the internal dump temperature, atmospheric air density is higher than dump gas density, inducing upward dump gas flow and air entry in the pipe. Instead, downward dump gas flow occurs and exits the pipe when high atmospheric temperature leads to an air density lower than dump gas density.

Gas flow is facilitated by a coarse fill material that was placed in a ditch along the dump toe prior to covering of the pile. The coarse material focuses outward gas flow towards the pipe, and distributes inward gas flow from the pipe along the toe of the waste. Effective air permeabilities of waste rock and till cover significantly higher than initial estimates had to be used to exactly match observed pipe gas velocities. This could reflect the combined effects of coarse preferential flow paths in waste rock and localized variability in the cover. The relatively low permeability of the till cover still significantly limits gas exchanges between the dump and atmosphere. However, a very low permeability till cover is not required to get gas flow as observed at the site. On the contrary, a perfectly sealing dump cover would lead to a very different gas flow behavior. The model also shows that, under the conditions found in the No. 1 Shaft Dump, similar gas flow patterns would prevail without the pipe or without the till cover. The magnitude of gas flow would change though, gas flow being reduced without a pipe but enhanced without a cover.

The No. 1 Shaft Dump is probably typical of some other covered dumps, which generally have steadily decreasing internal temperature and an oxygen-deprived gas phase, and where CO<sub>2</sub> can be generated if carbonates are present in the waste rock. Such conditions in other covered dumps could lead to gas flow behavior similar to what is observed at the No. 1 Shaft Dump. This gas flow behavior could potentially be found also in uncovered dumps having a mean internal temperature within the yearly range of variation of local atmospheric temperature.



## Table of Content

<b><u>1. INTRODUCTION</u></b>	<b><u>1</u></b>
<b><u>2. NUMERICAL MODEL DEVELOPMENT</u></b>	<b><u>3</u></b>
2.1 MONITORING DATA REVIEW	3
2.2 SIMPLIFYING ASSUMPTIONS	6
2.3 MODEL DISCRETIZATION	8
2.4 MATERIALS AND CONDITIONS	9
<b><u>3. NUMERICAL MODELING RESULTS</u></b>	<b><u>15</u></b>
3.1 TEMPERATURE CONTROL ON GAS FLOW	16
3.1.1 HYDROSTATIC CONDITIONS	16
3.1.2 STEADY STATE GAS FLOW IN THE DUMP	16
3.1.3 STEADY STATE GAS FLOW IN THE PIPE	17
3.2 BAROMETRIC PRESSURE EFFECT ON STEADY STATE FLOW	18
3.3 TRANSIENT GAS FLOW CONDITIONS	19
3.4 GAS FLOW WITHOUT A TILL COVER	19
3.5 GAS FLOW WITHOUT A PIPE	20
<b><u>4. DISCUSSION ON PROCESSES CONTROLLING GAS FLOW</u></b>	<b><u>23</u></b>
4.1 PNEUMATIC POTENTIAL CONTROLLING GAS FLOW	23
4.2 GAS FLOW CONCEPTUAL MODEL	29
<b><u>5. CONCLUSIONS</u></b>	<b><u>33</u></b>
<b><u>6. REFERENCES</u></b>	<b><u>37</u></b>

## Tables, Figures and Appendix

(Tables, figures and appendix are found at the end of the report)

### Tables

Table 1. Estimated gas densities in monitoring boreholes compared to atmospheric air densities .....	41
Table 2. Temperature and pressure conditions with corresponding pneumatic potential.....	42
Table 3. Material properties.....	43
Table 4. Simulated gas velocities (m/d) in the waste rock dump .....	44
Table 5. Simulated gas densities and velocities through the pipe.....	45
Table 6. Simulated pipe gas velocities related to changes in barometric pressure at 36 °C .....	45
Table 7. Steady state pipe gas flow velocities without a till cover .....	45
Table 8. Summary of monitored conditions in boreholes.....	46

### Figures

Figure 1. Location of Section 0+525 used to develop the numerical grid.....	49
Figure 2. Selected monthly temperature profiles in boreholes .....	50
Figure 3. Second order polynomial fit to mean temperatures in boreholes BH-1A and BH-1B..	51
Figure 4. Projection of boreholes on the numerical grid section .....	52
Figure 5. Boundary conditions and materials distribution in the numerical grid .....	52
Figure 6. Simulated conditions for low (top) and high (bottom) atmospheric temperature .....	53
Figure 7. Comparison of simulated and measured gas velocities in the pipe .....	54
Figure 8. Correlation between normalized temperatures and pipe gas velocities.....	54
Figure 9. Transient pipe gas velocities for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom).....	55
Figure 10. Transient gas mass in the dump for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom).....	56
Figure 11. Simulated conditions at 5 °C without a till cover (bottom) compared to conditions with a dry till cover (top) .....	57



Figure 12. Simulated conditions without a pipe for a dry till cover at 5 °C (top) and 36 °C (bottom).....	58
Figure 13. Pneumatic potential and streamtraces at 5 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom).....	59
Figure 14. Pneumatic potential and streamtraces at 36 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom).....	60
Figure 15. Vertical distribution of pneumatic potentials at 5 °C (left) and 36 °C (right) for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and without a till cover (bottom).....	61
Figure 16. Comparison of the conceptual model of gas flow with numerical results for low (top) and high (bottom) atmospheric temperatures .....	62

## Appendix

Appendix 1: Complementary simulation results and figures .....	65
Appendix 2: Compilation of Gas Flux, Velocity and Mass.....	77
Appendix 3: Estimation of material properties.....	87



## 1. Introduction

This report documents the results of a research project carried out by INRS under a contract with Teck Cominco Limited titled “Development of a numerical model to provide a representation of physically-plausible mechanisms that could be controlling gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Waste Dump”. A fatal accident occurred at the No. 1 Shaft Waste Dump of the Sullivan Mine, B.C. This accident is thought to be related to the downward flow of oxygen-deprived air originating from the waste dump. That air is presumed to have entered a water sampling enclosure located at the base of the waste dump through the water sampling pipe.

The objective of the project was to develop a numerical model to test the plausibility of various physical mechanisms that were hypothesized to be controlling gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Dump. The numerical simulator used was TOUGH AMD, which can represent physical processes related to AMD production in waste rock (Lefebvre, 1995; Lefebvre and G  linas, 1995; Lefebvre et al., 1998, 2001b, 2001c, 2002; Smolensky et al., 1999; Wels et al., 2003; Sracek et al., 2004). Simulations used simplifying assumptions described in the next section, while keeping the model representative of conditions found at the site. A series of simulations were carried out to cover the range of material properties and conditions found at the site. Reports and data made available were reviewed and used to estimate material properties (Phillip and Hockley, 2007; Kimberley Incident Technical Panel, 2007). A review of available monitoring data was also made to develop a representative conceptual model of gas flow at the site that formed the basis for numerical modeling (personal communication of R. Lefebvre to D. Hockley, Dec. 2007). The validation and calibration of the model was achieved by the modeling of monitored conditions that were “reproduced” by the model. The key model parameters (air permeability of waste and cover) were adjusted to better represent the general gas flow behavior monitored at the exit pipe (and in a more general way within the dump).

The present scope of work is limited to the understanding of the No. 1 Shaft Waste Dump and does not include simulations that would aim to define the general conditions under which gas flow could represent a safety hazard at other waste rock dump sites.



## 2. Numerical Model Development

### 2.1 *Monitoring Data Review*

Figure 1 shows the location of monitoring boreholes and other monitoring facilities that were available when the numerical model was developed. The available data were reviewed to estimate material properties and develop a conceptual model of gas flow that was used as a basis for the numerical model development. The estimation of initial material properties is described in Section 2.4 and documented in Appendix C. This section briefly describes the temperature and gas composition data that were assessed in order to define representative model conditions. The conceptual model is described in Chapter 4, which discusses the processes controlling gas flow.

Figure 2 shows selected monthly temperature profiles measured in monitoring boreholes. Except for BH-1A and BH-1B, boreholes are shallow and temperatures are measured in the zone affected by cyclic yearly atmospheric temperature variations, which appears to be about 8 m deep in the waste rock dump. A sinusoidal fit to monitored atmospheric temperature showed that it could be represented by a mean surface temperature of 7.5 °C and a total annual change in temperature of 31 °C (not shown). For boreholes BH-1A and BH-1B, there are sufficient temperature measurements beyond the zone affected by cyclic surface temperature changes to determine a mean temperature profile using the available data (Figure 3). Average values of temperature were calculated at each measuring depth using the selected monthly profiles shown on the Figure 2. Data points obtained for both boreholes were combined in Figure 3 and a good regression could be made to the data with a second order polynomial.

Temperatures observed in the dump are very similar for BH-1A and BH-1B and clearly higher than the atmospheric mean value of 7.5 °C. This implies that similar internal heat production occurs related to sulfide oxidation at these two locations. Furthermore, the relatively steady curvature of the temperature profile shown on Figure 3 could be indicative of heat production over the entire thickness of the pile. Similarly shaped temperature profiles observed at a Questa Mine, New Mexico, waste rock dump were shown to be related to lateral gas flow that could bring oxygen over the entire thickness of the dump (Lefebvre et al., 2002; Wels et al., 2003). However, the relatively low temperatures are indicative of moderate heat production that could

be related to limited gas flow and oxygen supply available to support sulfide oxidation. Caution must be used in the interpretation of temperature data as they may partly represent residual heat remaining to be dissipated following the placement of the till cover on the dump.

The observed thermal conditions in the No. 1 Shaft Dump show that temperatures are similar at central locations in the dump and remain quite stable throughout the year. This is an important observation as it was used to make the simplifying assumption that internal dump temperature could be fixed in the numerical model. These temperature profiles could also serve as baseline to be compared to long-term measurements of temperature in the dump. This comparison could provide a global indication of the effectiveness of the till cover. If the cover is effective, it should limit air inflow and oxygen supply, thus also limit heat production, such that temperature should be steadily decreasing in the dump. In the case of the No. 1 Shaft Dump, such interpretation will have to take into account the important gas exchanges occurring through the drain pipe. The pipe allows bypassing of the till cover at the base of the dump, which likely reduces the apparent performance of the cover in limiting gas exchanges between the dump and the atmosphere.

Another condition assessed on the basis of the monitoring data is the composition of dump gas. Gas composition was determined on dump gas flowing out of the drain pipe as well as in gas sampled from ports installed in monitoring boreholes. Equation 1, presented in Section 4.1, indicates that gas density is determined by its pressure, temperature and molar mass. The molar mass being itself fixed by the molar fractions and masses of the components present in the gas phase. In ARD-producing waste rock dumps, oxygen consumption would generally lead to a lower molar mass for the gas phase, as its own molar mass (32 g/mol) is higher than the mean dry atmospheric air molar mass (29 g/mol), which is controlled by the nitrogen molar mass (28 g/mol). This reduction of the waste rock dump gas molar mass is further accentuated by the increase in water vapor content (molar mass of 18 g/mol) if the internal dump temperature is high, which increases water vapor partial pressure and its proportion of the dump gas phase. In the No. 1 Shaft Dump, there is a relatively high proportion of CO<sub>2</sub>, which has a high molar mass (44 g/mol). Dump gas outflow at the pipe can have more than 5 or 6% CO<sub>2</sub>, whereas concentrations between about 2 and 6% were measured in boreholes (Table 1).

In waste rock dumps where temperatures are high, the reduction in density due to these temperatures is such that strong upward thermal gas convection occurs, as shown at Mine Doyon where values exceeding 60 °C were observed (Lefebvre and Gélinas, 1995). The lightening of the gas phase caused by oxygen depletion can also lead to upward gas convection in dumps with lower internal temperatures, as demonstrated for the Nordhalde in Germany where internal dump temperatures were mostly lower than 16 °C (Lefebvre et al., 1998; Smolensky et al., 1999). The moderate internal dump temperatures between 10 and 15 °C observed in the No. 1 Shaft Dump and the high concentrations in CO<sub>2</sub> in the dump gas could potentially lead to molar masses and densities similar to atmospheric air. This could lead to reversals in the vertical flow tendency of dump gas relative to atmospheric air.

Table 1 shows results of calculations made to assess the effects of CO<sub>2</sub> concentrations, internal dump temperatures and atmospheric temperatures on the relative densities of dump gas and atmospheric air. Calculations were carried out for representative gas concentrations observed in boreholes. The presence of water vapor and relative humidity were considered. The first result of interest is the very similar humid gas molar mass for atmospheric air and dump gas for all boreholes. This implies that when atmospheric air has the same temperature as the dump, its density would be identical to dump gas density. Relative density is defined here as the ratio of borehole gas density over atmospheric air density. Buoyancy should make the dump gas tend to flow up when the relative density is lower than unity. Relative densities were calculated for a range of observed atmospheric temperatures (Low, Mean and High). On the basis of its relative density, Table 1 shows that dump gas should tend to flow upward when atmospheric temperature is low and downward when it is high. This is coherent with observed pipe gas flow directions as a function of atmospheric temperature. The relative density of dump gas and atmospheric air can thus be considered a potential driving mechanism for gas flow in the No. 1 Shaft Dump. These results further indicate that dump gas molar mass can be considered similar to atmospheric air, and this throughout the entire dump as all boreholes showed similar general gas flow tendencies. This supports the simplifying assumption that gas composition changes do not have to be considered in the numerical model. These results also indicate that dump gas composition, especially the presence of CO<sub>2</sub>, has to be taken into account while assessing potential dump gas flow directions in low temperature dumps.

## 2.2 Simplifying Assumptions

The number of unknowns needed to specify the state of a numerical system depends on the number of phases and components considered (Pruess et al., 1999). Waste rock dumps in which acid mine drainage (AMD) is occurring are partially water saturated media within which oxygen consumption occurs due to sulfide oxidation (mostly pyrite), which leads to heat production (Lefebvre et al., 2001a). Numerical simulation of AMD in waste rock dumps thus involves the simultaneous estimation of four unknowns to determine the state of the system (gas pressure, water saturation, mass fraction of oxygen and temperature). The simulator also has to calculate the equation of state defining the equilibrium concentration of components (water, air and oxygen) in the two fluid phases (gas and liquid) as a function of temperature. This numerical problem is thus demanding, so that detailed numerical grids would require a long computation time to solve for the transient evolution of the system. For the numerical simulation of AMD production in waste rock, it is thus normally preferred to use relatively coarse grid elements, while capturing the most important features of the dump geometry and material distribution (Lefebvre et al., 2001b).

Compared to the general case of AMD in waste rock, specific conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump at the Sullivan Mine allow the modeled system to be simplified as follows:

- **Thermal conditions.** Isothermal (fixed temperature) conditions can be used with different temperatures assigned to the dump and atmosphere, but without considering heat transfer, thus avoiding the need to solve for temperature;
- **Gas composition.** Fixed gas composition, equivalent to atmospheric air, assigned to gas phases in the dump and atmosphere, thus avoiding the need to solve for gas composition;
- **Water flow.** Fixed water saturations, at different values for waste rock and till cover, imposed as residual water. This implies that no liquid water flow is represented, thus avoiding the solution of highly non-linear liquid flow under unsaturated conditions.

Isothermal conditions can be used since it was shown that the average temperature in the dump is relatively uniform and remains relatively constant throughout the year below a certain depth (Figures 2 and 3). Internal dump temperature is thus relatively independent of atmospheric



conditions. Different simulations were thus carried out with a fixed temperature assigned to waste rock but at different values of atmospheric temperature in contact with the dump surface. However, since the simulator cannot represent temperatures lower than 0 °C, involving water freezing, mean dump temperature was shifted upward in numerical simulations as well as the atmospheric temperatures representing the range of variations observed at the site.

Fixed gas composition can be imposed in the numerical model because the dump gas phase was shown to have a mean molar mass similar to atmospheric air (Table 1). Although the dump gas phase is depleted in oxygen, which would lower the molar mass, it contains a proportion of CO<sub>2</sub> that brings its molar mass close to atmospheric air (Table 1). Under such conditions, the dump gas phase composition will not significantly influence its density relative to atmospheric air. Using the same equivalent composition for both gas phases should thus lead to representative gas flow. This simplifying assumption avoids the need to represent oxygen consumption related to AMD production due to sulfide oxidation.

The dump is a partially water saturated media in which there is slow water infiltration, first through the till cover and then the underlying waste rock. However, the presence of the low permeability till cover spreads water flow relatively evenly throughout the year; even though it may vary seasonally, being expected to be higher during and following spring snow melt. Such conditions result in relatively stable water saturations whose influence on gas flow should remain quite constant throughout the year. Thus, including the solution of water flow in the system would not enhance the representation of gas flow. In order to impose water saturations representative of the system in the till cover and waste rock, while keeping water immobile, residual water saturation values were increased in the numerical model above imposed water saturations for each material. Under these conditions, the permeabilities of materials used as input in the numerical model correspond to effective air permeabilities controlling gas flow. Still, to take into account the effect of varying water saturations in the till cover, two simulation scenarios were used to represent “wet” and “dry” water saturation in the till cover and their corresponding effective permeabilities.

### 2.3 Model Discretization

Numerical modeling of gas flow related to AMD production in waste rock dumps is almost always carried out on two-dimensional vertical sections (Lefebvre et al., 2001b). Such models allow the representation of gas convection due to composition or temperature changes in the dump. Such convection has a strong vertical component, thus requiring the representation of vertical gas movements, but is most times not significantly changing laterally, thus not needing 3D models. Figure 1 shows the location of Section 0+525, which was used as a basis for the 2D vertical numerical grid of the No. 1 Shaft Waste Dump. This section was selected because it is representative of the central part of the dump and is surrounded by monitoring boreholes and the weather station. Since the dump has a wide central part, gas flow should predominantly be from the wide slope to the top surface and could thus be approximated as two-dimensional. A 2D vertical section numerical model having a similar width as the dump should thus be representative of the bulk gas flow in the dump.

Figure 4 shows the projected locations of boreholes on Section 0+525. Together, Figures 4 and 5 summarize the main features of the numerical grid and the distribution of materials. The grid represents the slopes at the surface of the dump as well as its base, which is inclined  $8^\circ$  relative to the horizontal. With TOUGH AMD, the numerical solution is independent of absolute coordinates and the geometry shown on Figure 5 was obtained by rotation and translation of the numerical grid for plotting purposes. All grid elements are vertically 1 m thick, but their lengths range from 2.5 to 10.0 m to allow a better representation of the different slopes. The horizontal transverse width of grid elements is 350 m in order to obtain a numerical model with a volume equivalent to the No. 1 Shaft Dump. The grid has a total of 889 elements, of which 53 are non active and serve to impose atmospheric conditions at the dump surface, and 1 element is non active to impose atmospheric conditions at the pipe located within toe drain fill material at the outside base of the dump. This pipe is where gas velocity, temperature and composition are monitored as gas flows in or out of the pipe. The area of the non active element representing the pipe in contact with an active drain element was assigned a value of  $0.1257 \text{ m}^2$ , which represents the actual flow area of the pipe. This area should lead to representative simulated gas fluxes through the pipe.

## **2.4 Materials and Conditions**

Figure 5 shows the distribution of materials and boundary conditions assigned to the numerical grid. At the surface of the dump, two single layers of 1 m thick elements are used to respectively represent non active (fixed) boundary conditions and the underlying till cover. Almost all the dump interior is assigned to waste rock material, except the high permeability fill material in the toe drain at the outer base of the dump. The pipe used to sample leachate and through which gas flows is within that drain material and it is a non active element to which atmospheric conditions are assigned. The inside limit and base of the dump are supposed impermeable and thus specified as no flux boundaries. Surface non active elements are assigned atmospheric temperature and pressure conditions. These non active elements are specified as having the same properties as waste rock in order not to artificially increase the thickness of low permeability till cover elements. Atmospheric temperature is uniformly assigned to non active boundary elements, including the dump surface and pipe. However, atmospheric pressure has to be applied with a value decreasing with elevation in accordance to the atmospheric air density in order to represent a stagnant hydrostatic gas column. Otherwise, the applied pressure could induce gas flow in the dump. Even though non active surface elements are assigned an atmospheric temperature different from the internal dump temperature, no heat transfer is considered. However, imposing atmospheric temperatures to non active surface elements provides inflowing air densities and viscosities representative of atmospheric temperature.

Monitoring data from the weather station show that temperature varies by about 30 °C, from -8 to 23 °C, and barometric pressure ranges from 85 000 to 88 000 Pa, with a mean of about 86 700 Pa (raw uncorrected pressures at the elevation of the weather station located on the dump). Monitoring data also show no gas flow through the pipe, so no gas exchange between the dump and atmosphere, when atmospheric temperature is around 10 to 12 °C. This “equilibrium” temperature thus represents the effective mean global gas temperature in the dump, considering that the dump gas phase has a molar mass equivalent to atmospheric air (Table 1). The magnitude of gas exchanges between the dump and atmosphere depends on the departure of atmospheric temperature from the equilibrium temperature. In order to simulate these gas exchanges, the numerical model thus has to represent the full range of 30 °C temperature

variations. However, the equation of state in TOUGH AMD cannot represent temperatures under 0 °C. Despite this limitation, since it is the departure in temperature relative to the equilibrium that controls gas exchanges, the model uses an equilibrium temperature of 25 °C, which allows the model to represent  $\pm 15$  °C changes without reaching negative values.

Table 2 summarizes the range of atmospheric temperatures and corresponding atmospheric pressures imposed as boundary conditions based on observed variations at the site. Base simulations at hydrostatic conditions, without gas flow in the dump, are carried out at 25 °C, the model temperature assigned to the dump. These simulations provide the initial conditions used for simulations carried out at other temperatures. The report highlights results obtained for the two “extreme” temperature cases at 5 and 36 °C representing the normal range of variation for atmospheric temperature at the site. Intermediate simulations were carried out every 5 °C between 5 and 45 °C to obtain a complete view of simulated conditions and verify if the gas flow behavior was “linear” between the two extreme values (results shown in Appendix 1). Table 2 also shows the atmospheric pressures corresponding to imposed atmospheric temperatures. These different atmospheric pressures strictly depend on the changes in temperature that induce different gas densities, thus leading to significant changes in barometric pressure due to the high elevation of the site. Table 2 shows pressure values imposed at the top of the dump and at the pipe located near its base. The barometric pressure imposed on the dump surface varies about linearly with elevation between these two values.

Table 3 summarizes the material properties derived from available data on the No. 1 Shaft Waste Rock Dump. Appendix C provides details on the estimation of these properties. Till properties were determined on the basis of available laboratory and field measurements. Using available grain size distributions, waste rock properties were estimated by comparison of its grains size distribution to analog waste rock whose properties were measured in the lab. Representative soil moistures of the till for wet and dry conditions were based on measured soil moisture profiles on the No. 1 Shaft Dump. A representative waste rock soil moisture was obtained by assuming capillary equilibrium with the till cover. Estimated capillary properties and relative permeability functions of till and waste rock are illustrated in Appendix C.

Material properties were modified from their initial estimate to calibrate and validate the model. The following criteria were used to determine if the model was representative and appropriately calibrated: 1) the direction (in or out) and magnitude of pipe gas flow as a function of atmospheric temperature; 2) the gas pressure gradients generated between the dump and atmosphere as compared to those measured at observation wells; 3) the gas flow patterns as compared to inferred patterns based on gas pressure gradients and gas composition measured in observation wells; and 4) the time for the system to reach steady state, as monitoring data show that pipe gas velocities and directions quickly follow changes in atmospheric temperature with a short lag time. Table 8 summarizes the main observations made by the No. 1 Shaft Dump monitoring system that form the basis of the model calibration criteria. These conditions and their inferred implications on gas flow are discussed in Section 4.2 on the conceptual model.

The effective air permeability is the property that had to be modified the most to calibrate the model. The value of effective air permeability had to be significantly increased, to at least  $5 \times 10^{-12} \text{ m}^2$  for the till cover and  $5 \times 10^{-9} \text{ m}^2$  for waste rock, in order to reproduce the observed gas flow behavior of the dump, especially the magnitude of pipe gas flow velocity. These values represent increases of more than 1 and 2 orders of magnitude, respectively, for the dry and wet till cover. For waste rock, the increase in effective air permeability over the initial estimate is 2 orders of magnitude. Such large increases above estimated values for the till cover, especially under wet conditions, were thought to indicate that the threshold effective air permeability required to calibrate the model is more likely related to local variability in the cover (fissures, grain size variations, compaction or thickness variations, etc.), than a poor initial estimate of the properties of “sound” till cover. The presence of such local variability is perhaps indicated by the observed localized melting of snow over the dump surface that could be due to preferential warm gas exit from the dump. Similarly, the large increase in effective air permeability for the waste rock over the initial estimate could reflect the heterogeneity of the dump and the presence of preferential gas flow paths through coarse high permeability material. The variability in the waste rock grain size appears to be confirmed by the recent geophysical and drilling investigations. Lahmira et al. (2007) have shown through numerical simulations that heterogeneous waste rock leads to water flow through fine-grained material, leaving coarse permeable material available for gas flow.

It is important to point out that simulations used “equivalent” homogeneous material properties to represent the till cover and waste rock that are likely heterogeneous. These equivalent properties departing from initially estimated properties do not imply that these initial estimates were necessarily wrong or that the cover is generally performing more poorly than what lab and field measurements would tend to show. Instead, these equivalent properties are thought to be strongly influenced by the presence of preferential flow paths in waste rock and local variability of the till cover. Furthermore, properties of waste rock and till cover are not independent and other combinations of these properties could as well have led to model calibration. The presence of preferential gas flow paths through the waste could also have an effect on the equivalent cover permeability. The preferential flow paths would allow high pneumatic potential gas to be in contact with localized points of the cover. If some of those points were more permeable than the bulk of the cover, significant gas flow could result. When the model is calibrated by adjusting the equivalent homogeneous bulk properties of the waste rock and cover, these localized effects cannot be considered. The implication of this discussion is that the calibration of the till cover permeability should not be taken to represent a “correction” to the original estimates.

The most important evidence supporting the use of high equivalent air permeabilities for the till cover and waste rock is provided by the observed gas flow behavior of the dump itself. If the till cover were “perfectly” impermeable, the gas flow behavior would be quite different. Pressure equilibration between dump gas and the atmosphere would occur by gas circulation through the pipe. However, there would be zero gas flow under steady state after pressure equilibration. Since, on the contrary, it is gas buoyancy that is found to control gas flow, this process requires that “significant” gas flow takes place through the till cover, which supports the required increase in air permeabilities to calibrate the model. As will be discussed in Section 4, the observation that temperature controls pipe gas velocity is a clear indication that the mechanism of gas buoyancy is controlling gas flow in the No. 1 Shaft Dump.

Under the assumption that the effective air permeability required to calibrate the model did not reflect intact till cover but the potential effect of preferential paths through the cover, the same effective air permeability was used for both dry and wet till. If local variability controls the overall cover permeability, it would not be of interest to investigate values even higher than the

“threshold” required for calibrating the model. Under such conditions, this report presents no discussion of differences between dry and wet till simulations, as these lead to very similar results. The different porosity of wet and dry cover has an effect on gas velocity through the cover but not on gas mass fluxes.





### 3. Numerical Modeling Results

Gas flow can be generated by gradients in gas pressure, temperature or composition (Lefebvre, 2006). All these mechanisms can potentially contribute to gas flow in a waste rock dump. Heat production related to sulfide oxidation can increase temperature and lead to thermal gas convection (Lefebvre et al., 2001b). Barometric pressure changes can also generate pressure gradients between the gas present in a dump and the atmosphere and cause gas transfer with the atmosphere by compression or expansion of the dump gas column (Wels et al., 2003). Chemical reactions in dumps can consume oxygen related to sulfide oxidation and release CO<sub>2</sub> by carbonate dissolution, which can alter the molar mass and density of the dump gas phase, leading to gas flow related to positive or negative dump gas buoyancy relative to atmospheric air. Furthermore, these three gas flow processes are not independent as, for example, gas temperature or composition changes can alter gas pressure.

For the numerical simulation of gas flow in the No. 1 Shaft Waste Rock Dump, different emphasis was placed on the representation of the three potential gas flow processes. As explained before, gas flow related to gas composition changes was neglected *a priori* based on available data showing that dump gas molar mass is equivalent to the one of atmospheric air (Sections 2.1 and 2.2; Table 1). Special emphasis was placed on the representation of the effect of atmospheric temperature on dump gas flow, since pipe gas velocity monitored at the site was observed to be strongly correlated to atmospheric temperature. A systematic set of simulations were run every 5 °C at temperatures below and above the equilibrium temperature fixed at 25 °C for the purposes of numerical modeling. These simulations were made twice using the properties of dry and wet till cover. In this report, the emphasis is placed on the description of results for the minimum and maximum atmospheric temperatures of 5 and 36 °C, respectively. Only the dry till cover case is discussed because, after the calibration process discussed in the preceding section, the dry and wet till cover cases produced very similar results. Complementary simulations were also carried out to investigate 1) the effect of high and low barometric pressures at 36 °C for the dry till, 2) what would happen if there were no pipe, and 3) the impact of not having a till cover on the dump, in the last two cases at 5 and 36 °C for dry and wet till.

### **3.1 Temperature Control on Gas Flow**

#### **3.1.1 Hydrostatic Conditions**

Atmospheric pressure conditions are imposed on the numerical grid on the non active elements representing the surface of the dump and on the pipe, which is in contact with the atmosphere. The atmospheric gas column is itself static and at the simulation equilibrium temperature of 25 °C, the dump gas column also has to be static. Simulated static conditions at 25 °C are used as initial conditions for other simulations. Since gas flow is very sensitive to minute changes in pressure, it is necessary to carry out preliminary simulations at every temperature to be used later in order to define the hydrostatic pressure profile that will be used as boundary atmospheric conditions. These hydrostatic conditions are obtained by imposing pressure on a single non active element at the dump surface and then letting pressures equilibrate until there is no gas flow under steady state conditions. The pressures obtained for the boundary elements were then assigned to these elements that are made non active in subsequent simulations. Figures of these simulations are presented in Appendix 1 to show that insignificant gas flow was achieved and that boundary conditions used in the simulation do not artificially induce gas flow.

#### **3.1.2 Steady State Gas Flow in the Dump**

The effect of variations in atmospheric temperature on gas flow in the dump was studied by applying temperatures ranging from 5 to 45 °C and related barometric pressures on non active boundary elements at the surface of the dump and on the pipe. Dump temperature was maintained at 25 °C and the initial dump gas pressures corresponded to hydrostatic conditions at 25 °C. Due to such initial conditions, the onset of these simulations thus represents a sudden change in boundary temperatures and pressures, which induces transient dump gas flow conditions until the dump gas pressure distribution has equilibrated with imposed conditions. As these equilibrium conditions are reached, steady state dump gas flow related to imposed conditions is reached and pressure or gas flow patterns remain constant. These steady state flow conditions are the ones presented in this section. Figure 6 shows simulated gas flow for the base case conditions at 5 and 36 °C with a dry till cover. Arrows represent gas velocity vectors whose dimensions are proportional to velocity and gas pressure is presented with a color scale.

At the low atmospheric temperature of 5 °C, gas flow is generally from the base to the top of the dump (upper graph, Figure 6). Most gas enters through the pipe and toe drain at the base of the dump and exits through the top surface of the dump. In the lower part of the dump there is some gas entering through the till cover over at the dump surface, whereas some gas exits through the upper part of the dump slope. Gas velocities are highest in the thin lower part of the dump and velocities are progressively reduced as gas enters in the thicker internal portions of the dump.

The lower graph of Figure 6 shows gas flow conditions at the high atmospheric temperature of 36 °C. Under such conditions, gas flow is generally from the top to the base of the dump. There is limited gas exchange through the till cover over the dump slope, inward in the upper portion of the slope and outward in the lower part. As for the previous case, gas velocities are low in the thick upper portion of the dump and highest in its thin lower part. Gas flow patterns are overall similar, but in reverse direction, for the 5 and 36 °C conditions, but the magnitude of gas flow is lower at 36 °C than at 5 °C.

The steady state dump gas flow conditions illustrated in Figure 6 are fixed for the atmospheric temperatures used. In the actual system of the No. 1 Shaft Dump, atmospheric conditions are continuously changing. So gas flow in the dump varies in magnitude and directions between the conditions illustrated at 5 and 36 °C, which is a representative range of temperature change above and below the equilibrium temperature of 25 °C used in simulations.

### *3.1.3 Steady State Gas Flow in the Pipe*

Figure 7 compares measured pipe gas velocities as a function of atmospheric temperature to numerical simulation results. Pipe gas velocities provide the best indication of the importance and direction of gas flow in the dump. At the equilibrium temperature of 10-12 °C, there is no gas flow through the pipe, whereas pipe gas velocity is positive (into the pipe) at temperatures lower than the equilibrium and negative (out of the pipe) at temperatures above the equilibrium. Pipe gas velocity is strongly negatively correlated to atmospheric temperature ( $R^2=0.934$ ). Simulated pipe gas velocities very closely reproduce observations, showing that the model is properly calibrated. The model is also validated by comparison to other monitoring observations that are coherent with simulation results (next chapter). Table 5 compiles the pipe gas velocities

obtained at simulations carried out at various atmospheric temperatures and shows the 13 °C lower actual site temperatures corresponding to the values used in simulations. Due to the use of the same effective air permeabilities of materials, simulations with dry or wet till cover have almost identical pipe gas velocities.

Observed velocities on Figure 7 tend to be higher (positively or negatively) than the regression line and simulated results. Perhaps this could be due to the fact that simulations represent steady state gas flow conditions, whereas the actual system is always dynamically adapting to varying atmospheric conditions, which involve higher velocities (next section). Figure 8 shows that there is a short time lag of 1 to 3 hours between reductions in temperature and increases in pipe gas velocities. The lag for decreasing velocities (increasing temperatures) is almost absent. Such a time lag would appear on Figure 7 as pipe gas velocities higher than the regression or steady state simulation results. However, some peak variations in atmospheric temperature are not followed by correspondingly as high measured pipe gas velocities, which would correspond to some of the observed velocities being lower than the regression or simulation prediction.

### **3.2 Barometric Pressure Effect on Steady State Flow**

In order to evaluate the effect of barometric pressure changes on dump gas flow, simulations were carried out with increased and decreased barometric pressures ( $\pm 2$  kPa) compared to the base case for the high atmospheric temperature of 36 °C, for dry and wet till covers. New hydrostatic pressure profiles were first simulated at the equilibrium temperature of 25 °C for these modified barometric pressures in order to impose appropriate boundary conditions. Compared to the base case, there is a very slight (2%) increase in steady state gas velocities at higher barometric pressure, whereas velocities are barely decreased at lower barometric pressure (Table 4b). Table 5 shows that changes in steady state pipe gas velocities are quite insignificant under different barometric conditions. Otherwise, dump gas flow patterns at different barometric pressures are almost identical to those obtained for the base case. For this reason, figures of simulated gas flow at changed barometric pressures were placed in Appendix 1. These results indicate that differences in barometric pressure have an insignificant effect on pipe gas velocity or the general direction or pattern of dump gas flow.

### **3.3 *Transient Gas Flow Conditions***

In order to investigate transient conditions in the dump following changes in temperature and barometric pressure, simulation printouts were generated every 5 minutes for a total time of 1 hour after the start of simulation. Figures 9 and 10 respectively show the evolution of pipe gas velocity and total gas mass in the dump after the initial “perturbation” corresponding to the start of a simulation. These figures show that after 15-20 minutes near steady state conditions are reached corresponding to the imposed atmospheric conditions. In the case of pipe gas velocities, the initial magnitudes at the onset of a simulation are very large and there can be reversals in flow direction at the start of a simulation compared to the direction reached at steady state. In the case of the total gas mass, the relative magnitude of the change is quite small, partially explaining why the transient period does not last long, along with the fact that gas exchanges through the pipe can rapidly transfer the gas mass required to reach the new steady state. These results demonstrate that the system can rapidly reach steady state conditions, even after the major perturbations imposed in numerical simulations. In the actual system, atmospheric conditions are progressively changing, rather than being subject of sudden variations. The short time required to reach steady state in simulations indicate that the system can dynamically adapt to progressive changes in atmospheric conditions. It would thus be uncommon to observe reversals in pipe flow direction due to changes in barometric pressure in the actual system, and any such changes would be short-lived.

### **3.4 *Gas Flow without a Till Cover***

In order to further investigate the role of the till cover on dump gas flow, simulations were carried out without a cover at 5 and 36 °C atmospheric temperatures. These simulations are meant to serve as basis for comparison to the base case. The material for till cover elements was replaced by waste rock, but these simulations otherwise use the same conditions applied to the base case, including the same mean internal dump temperature. This also includes the presence of the high permeability toe drain, even though this drain was in fact filled following cover placement. These simulations are not necessarily representative of the conditions that would actually prevail without a cover, but rather aim at better understanding the role of the cover under the conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump. These simulation results, especially gas

velocities, should thus only be interpreted relative to those obtained for the base case. If these simulations were carried out to represent actual conditions without a cover, it would then be important to consider more representative thermal conditions. Without a cover, the dump could have much more heat production due to the increase in oxygen supply, which would probably lead to higher mean temperatures.

Figure 11 compares gas flow patterns obtained with and without a cover at 5 °C under steady state. The scale of gas velocity vectors was changed compared to previous similar figures to better show gas flow patterns. The same scale is also used in both figures to facilitate comparison. Through most of the dump, velocities are higher without a till cover than with a cover, especially in the lower internal part of the dump. Gas entry or exit preferentially occurs at the base of the large dump slope. Table 7 shows that without a cover, pipe gas velocity is significantly higher than with a cover, at both 5 and 36 °C. Even though there is higher flow through the pipe, there is relatively less flow entering or leaving the dump through the pipe than elsewhere across the dump surface. These results have the important implication that even without a till cover, a dump in otherwise similar conditions as the No. 1 Shaft Dump would still have gas flow through a pipe at the base of the dump and would still be a personnel security threat when gas flow is downward, i.e. out of the pipe. Without a till cover, gas exchanges between the dump and atmosphere are unhindered, so transient conditions only last about 20 seconds, based on simulation printouts obtained every 10 seconds. Without a till cover, dump gas flow thus equilibrates almost instantaneously with changes in atmospheric conditions. These results show that even though the till cover allows enough gas flow to make buoyancy-driven gas convection possible in the dump, the presence of the cover still hinders gas exchanges between the dump and atmosphere.

### **3.5 Gas Flow without a Pipe**

Again for comparison purpose, in order to further assess the importance of the pipe on gas exchanges, other numerical simulations were carried out without linking the pipe to the atmosphere at 5 and 36 °C atmospheric temperatures, with a dry and wet till cover. As the previous simulations without a cover, these simulations are meant to serve as basis for comparison to the base case. Besides the absence of link between the pipe and atmosphere, these

simulations use the same conditions applied to the base case, including the same mean internal dump temperature. Contrary to previous simulations without a cover, these simulations without a pipe could actually be representative of conditions that could prevail without a pipe. The time required to reach the present-day mean internal dump temperatures observed in the No. 1 Shaft Dump could be shorter without a pipe due to the likely lower air and oxygen supply to the dump.

Figure 12 shows simulation results at 5 and 36 °C for a dry till cover (compare to base case shown on Figure 6). Without a pipe, gas flows through the dump surface, rather than the pipe, in the lower part of the dump. This leads to lower velocities in the dump, especially in its lower part as shown in Table 4c. Despite lower velocities, gas flow patterns are otherwise similar as the ones obtained for the base case. These results show that even without the pipe similar gas flow circulation would occur under the conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump. However, these results also show that the pipe offers a preferential path facilitating gas exchanges between the dump and atmosphere. Without this preferential path, gas exchanges between the dump and atmosphere would be reduced and there would be less gas flow through the dump.





## 4. Discussion on Processes Controlling Gas Flow

### 4.1 Pneumatic Potential Controlling Gas Flow

Monitoring data and numerical modeling of the No. 1 Shaft Waste Rock Dump show that gas flow in that dump is controlled by atmospheric temperature. The physical process depending on temperature that is at the origin of gas flow is thermal convection due to dump gas buoyancy. Dump gas buoyancy depends on its density relative to atmospheric air. Gas (or air) density  $\rho_a$  (kg/m<sup>3</sup>) is obtained from the following relations derived from the gas law (Lefebvre, 2006):

$$\rho_a = \frac{M}{V} = \frac{nm}{V} = \frac{pm}{RT'} = \frac{p \sum (x_i m_i)}{RT'} \quad 1$$

Where  $M$  (kg) and  $V$  (m<sup>3</sup>) are respectively the mass and volume of gas. The mass of gas depends on its number of moles  $n$  (mol) and its molar mass  $m$  (kg/mol). The molar mass of a gas such as atmospheric air, which is a mixture of components  $i$ , is the sum of the products of molar fractions  $x_i$  and molar masses  $m_i$  of these components. The volume of gas is obtained from its pressure  $p$  (Pa) and absolute temperature  $T'$  (K) and the gas constant  $R$  (8.31 Pa·m<sup>3</sup>/mol·K).

In the case of the No. 1 Shaft Dump, it was already mentioned that the molar mass of dump gas is similar to the one of atmospheric air. Also, under steady state equilibrium, the mean gas pressure is fixed at a similar value by the prevalent barometric pressure both in the atmosphere and within the dump. The difference between dump gas and atmospheric air densities thus only depend on their respective temperature, gas density being inversely proportional to temperature.

The dump maintains a relatively steady mean internal temperature of about 10-12 °C that it imparts to the gas phase present within the dump (Section 2.1, Figure 3). However, atmospheric temperature is quite variable, so that the density of the atmospheric air in contact with the dump will vary. Based on these principles and as shown by simulation results, in the case where atmospheric temperature is similar to the mean dump temperature, the density of atmospheric air will be the same as the one of dump gas and there will be no tendency for dump gas to flow. This is referred in this report as the “equilibrium temperature”. However, when atmospheric

temperature is lower than dump temperature, its density is higher than dump gas, which will tend to rise up through the atmosphere (positive buoyancy). On the contrary, when atmospheric temperature is higher than dump temperature, its density is lower than dump gas, which will tend to sink down through the atmosphere (negative buoyancy).

This process of buoyancy-driven gas flow controlled by atmospheric temperature departures from the dump “equilibrium temperature” is in qualitative agreement with the measured directions and magnitudes of pipe gas velocity versus atmospheric temperature. For this gas circulation process to occur, there has to be flow through the till cover and waste rock in the dump. The pipe directly connects the dump to the atmosphere, but flow also has to go through the dump top surface or through defects in the till cover. If the till cover were “perfectly” impermeable, the gas flow behavior would be quite different. Pressure equilibration between dump gas and the atmosphere would only occur by gas circulation through the pipe. However, there would be zero gas flow under steady state after pressure equilibration. Furthermore, flow through the pipe would be linked to barometric pressure changes, rather than atmospheric temperature variations. Thus, the strong relation of pipe gas velocity with atmospheric temperature and the insignificant effect of barometric pressure provide strong indirect indications that significant gas flow can occur through the dump surface.

The magnitude of dump gas flow through the dump is driven by the difference in pneumatic potential between the top and base of the dump that is caused by the buoyancy of dump gas relative to atmospheric air. The numerical simulator rigorously takes into account all processes contributing to gas flow as well as the compressibility of the gas phase. However, the simulator does not provide as an output the values of the pneumatic potential. These potentials much better show the processes controlling dump gas flow and gas exchanges between the dump and atmosphere than gas pressure. Thus, for the purpose of generating graphs, the following simplified form of the pneumatic potential  $\Psi$  (Pa) was calculated using numerical modeling results (Lefebvre, 2006):

$$\Psi = \rho \cdot g \cdot (z - z_0) + p \quad 2$$

Equation 2 is analog to the definition of hydraulic head, with a component of gas pressure  $p$  (Pa) and a component of elevation, which is the product of gas density  $\rho$  ( $\text{kg/m}^3$ ), gravitational acceleration  $g$  ( $9.81 \text{ m/s}^2$ ) and elevation difference between the pressure measure point  $z$  (m) and an arbitrary reference elevation  $z_o$  (m) (elevation is positive upward). This relationship is neglecting gas compressibility, i.e. that density varies with pressure as shown by equation 1. However, over the short vertical interval of the No. 1 Shaft Dump, there is a very small change in density related to elevation and pressure. Pneumatic potentials were thus calculated “inside” the dump using the mean dump gas density corresponding to the mean internal dump temperature and pressure. The same relationship was also used for the surface boundary elements corresponding to atmospheric conditions. Pneumatic potentials for boundary atmospheric conditions indicate if atmospheric pneumatic potentials are in equilibrium with dump gas or would rather induce upward or downward dump gas flow.

Table 1 shows the pneumatic potential values calculated at the dump top surface and the pipe for the minimum, mean (equilibrium) and maximum atmospheric temperatures encountered at the site. The table also lists the mean dump gas and atmospheric air densities at these temperatures. The differences in density between dump gas and atmospheric air indicates that dump gas flow should generally be upward and downward, at respectively low and high atmospheric temperatures. The magnitude of that flow will depend on the pneumatic potential differences between the top of the dump and the pipe. The direction of dump gas flow is also shown by the fact that pneumatic potential is lower than at the pipe under low atmospheric temperature and higher at high temperature.

Respectively for simulations at atmospheric temperatures of  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  and  $36 \text{ }^\circ\text{C}$ , Figures 13 and 14 show calculated pneumatic potentials corresponding to simulated conditions. Each figure shows conditions for three simulated cases: the base case with dry till cover and pipe, the case with dry till cover and no pipe, and the case without till cover but with pipe. The simulated high and low barometric pressure cases are not illustrated as these results are very similar to the base case, but with shifted absolute values of pneumatic potential. Figures 13 and 14 also show streamlines indicating gas flow paths within the dump. Arrows along these streamlines indicate the flow direction, whereas black squares are time markers whose spacing indicates 5 day flow duration.

White squares on the graphs indicate the four representative locations within the dump for which gas velocities are reported in Table 4.

The top graphs of Figures 13 and 14 represent simulated conditions for the base case, respectively at 5 and 36 °C. Although dump gas flows in opposite directions at these different atmospheric temperatures, gas flow patterns have common features. First, most of the gas exchanges between the dump and atmosphere occur through the pipe (and toe drain) and the top surface of the dump. This is indicated by the fact that a vast majority of streamlines extends from the pipe to the top surface of dump. The area of the pipe and toe drain within the dump has a potential similar to the one of the dump surface boundary at atmospheric conditions. However, there is a large potential difference between the uppermost part of the dump and the boundary at the top dump surface (shown by the contrast in color representing potential magnitude). This indicates that a significant loss in potential occurs as gas flows across the till cover at the dump top surface. This feature is also apparent on the graphs of pneumatic potential versus elevation shown on Figure 15 that will be discussed later. There is limited exchanges through the till cover along dump slope as indicated a few streamlines originating from the slope. On that slope, gas is exchanged in different directions through the till in the upper and lower parts of the dump slope.

Table 4a shows that gas velocities are low in the interior and top portion of the dump, become higher in the center of the slope and are the fastest in the lower thin portion of the dump. This is also qualitatively indicated by the spacing of streamline time markers on Figures 13 and 14: farther apart markers indicate faster gas flow. Since little flow occurs through the till cover, there is about the same total gas flow rate from the top dump surface to the pipe located at the base of the dump. Gas velocity is thus related to the available gas flow cross section through the dump, which is much larger in the thick upper part of the dump than in the lower thin portion near the base of the dump. Gas velocities are higher for the case at low atmospheric temperature (5 °C) than at high temperature (36 °C) (Table 4a). This is due to the higher difference in pneumatic potential between the dump top surface and the pipe at 5 °C compared to 36 °C (Table 2). These differences in gas velocity between these two cases influence the total gas transit time through the dump. The transit time actually depends of the position within the dump. For the case at 5 °C, if atmospheric temperature remained constant, it would take more than a month for gas to transit

through the lower part of the dump, whereas the transit time would be less than 20 days through the upper portion of the dump closer to the slope. In the case of the gas transiting across the dump slope, its transit time would be less than 10 to 15 days. Since gas flow is slower for the 36 °C case, the total transit time would take more than 2 months in the lower part of the dump and in the order of 40 days in the upper portion of the dump close to the slope.

The middle graphs of Figures 13 and 14 show potentials and streamlines for the simulation case without a pipe, respectively at 5 and 36 °C atmospheric temperatures. Compared to the base case, the absence of a pipe results in the same general flow direction and quite similar gas flow patterns through the dump. Without a pipe, the main difference compared to the base case is that gas has to flow through the till cover in the lower part of dump. There is an important potential loss as gas flows through the till (shown by the contrast in color related to potential magnitude). This is also apparent in Figure 13 that will be discussed later. Table 3c also indicates that gas velocity is decreased compared to the base case in lower part of dump. This is caused by more restricted gas exchanges between the dump and atmosphere in the absence of the pipe. As mentioned before, results for simulations without a pipe should only be compared to the base case as they are not meant to represent what would actually occur without a pipe, but rather what is the role of the pipe under the conditions presently prevailing in the dump.

The lower graphs of Figures 13 and 14 show potentials and streamlines for the simulation case without a till cover, respectively at atmospheric temperatures of 5 and 36 °C. Compared to the base case, the absence of till cover leads to much faster gas flow in the dump. Since there is no till cover, in this case there is no potential loss across the dump surface. This leads to increased gas entry in the dump through the slope as well as the pipe. However, gas entry through the pipe is relatively less important, compared to gas entry through the slope. This is indicated by the fact that less streamlines are transiting through the pipe than what occurred for the base case. Table 3d shows that gas velocities are all higher through the dump than in the base case, except through the lower part of the dump. Again, results for simulations without a cover should only be compared to the base case as they are not meant to represent what would actually occur without a cover, but rather what is the role of the cover under the present conditions of the dump.

Figure 15 presents graphs of pneumatic potential versus elevation in the dump for simulated conditions prevailing after 12 hours, i.e. near steady state. Under these conditions there is equilibrium between imposed atmospheric temperature and pressure on the dump and gas flow within the dump. The three main simulation cases are presented: base case, no pipe, no cover. The high and low barometric pressure cases are not illustrated as they are very similar to the base case, but with shifted absolute values of potential. Table 2 showed that imposed atmospheric conditions lead to pneumatic potential gradients between the top surface of the dump and the pipe. On Figure 15, the potentials related to boundary atmospheric conditions appear as linear trends spanning the entire dump elevation range. For a given atmospheric temperature, these trends are the same for all three simulation cases since boundary conditions are identical for these cases. These linear vertical pneumatic potential gradients at the dump surface control the direction of dump gas flow. For low atmospheric temperature (5 °C), the imposed boundary pneumatic potentials decrease with elevation, which leads to upward gas flow, whereas at high atmospheric temperature (36 °C), the imposed potentials increase with elevation, which imposes downward gas flow.

The top graphs of Figure 15 correspond to the base case. Since there is a direct link between the dump and the atmosphere provided by the pipe and toe drain, the lower part of dump gas has the same pneumatic potential as the atmosphere. As gas flows through the dump, there is a pneumatic potential loss in the flow direction, upward for the 5 °C case and downward for the 36 °C case. This loss is more important (higher gradient) in the lower part of dump where the flow cross section is restricted, whereas very little potential loss occurs in the upper thick part of dump. The dump gas pneumatic potentials cross the atmospheric values at an elevation of about 1320 m. Above and below that elevation, the difference in potential between the atmosphere and dump gas leads to limited gas exchanges across the till cover due to its low effective air permeability. There is a large difference in potential between the atmosphere and dump gas at the top of the dump that corresponds to the potential loss occurring while gas flows through the till cover at the top surface of the dump.

The central graphs of Figure 15 show the trends in pneumatic potential with elevation for the cases without a pipe. The main difference relative to the base case is that the upper and lower

ends of the dump are at different pneumatic potentials than the atmosphere. Under these conditions, there are thus large potential losses as gas flows through the till cover at the base and upper portion of the dump slope, to either enter or exit the dump. The lower graphs of Figure 15 show conditions for the cases without a till cover. This time the main difference compared to the base case is that dump gas potentials are the same as atmospheric potentials along the entire slope of the dump. In the absence of cover, there is no potential loss as gas flows through the dump surface, which leads to overall larger dump gas potential gradient from the base to the top of the dump. This induces larger overall gas flows through the dump and more important gas exchanges between the dump and atmosphere without a till cover.

#### **4.2 Gas Flow Conceptual Model**

Table 8 summarizes the monitored conditions in observation boreholes, whose locations are shown on Figure 1 and projected positions on the numerical grid are indicated on Figure 4. The conditions compiled on Table 8 correspond to observations until the time the monitoring data were reviewed in December 2007. These conditions provide indications of gas flow conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump. On that basis, a gas flow conceptual model was developed, which guided the development of the numerical model used to simulate dump gas flow. That conceptual model is presented here so that the observations that formed the basis for its development can be compared to numerical simulation results. Such a comparison further validates the numerical model and ties together numerous observations made on conditions prevailing in the No. 1 Shaft Dump. Besides the conditions presented in Table 1, thermal conditions prevailing in the dump and gas densities estimated from boreholes gas compositions were also considered in the development of the conceptual model (Section 2.1).

Observed thermal conditions are the first data compiled in Table 8. Atmospheric temperature is presented as a reference and the values quoted for “Low”, “Mean” and “High” temperature are those obtained from a sinusoidal fit to the meteorological temperature data (Section 2.1). Values of borehole monitored parameters are representative of these different atmospheric temperature ranges. Temperature in boreholes listed in Table 8 is derived from measured monthly profiles that are affected by cyclic yearly air temperature variations as discussed in Section 2.1 (Figure 2). Boreholes BH-1A and BH-1B are the only ones deeper than the range affected by cyclic

yearly air temperature variations (about 10 m). Below 5 m depth, temperatures range from about 8 to 16 °C, with average values between about 10 to 14 °C (Figure 3).

Table 8 also compiles gas compositions observed in boreholes, which were found to be quite variable seasonally. Boreholes BH-1A and BH-1B have more stable gas compositions with low oxygen (1-5 %) and high CO<sub>2</sub> (4-6%). At low temperatures, oxygen concentrations are slightly higher, whereas CO<sub>2</sub> concentrations are lower. BH-2A has very low oxygen (1%) and very high CO<sub>2</sub> (10%) concentrations. This borehole may be isolated from the main gas flow system. BH-2B, BH-3A and BH-3B have widely varying seasonal gas concentrations, with high oxygen (can even be atmospheric) and low CO<sub>2</sub> under low air temperatures and almost no oxygen and high CO<sub>2</sub> (can exceed 12%) under high air temperatures. Representative values of gas densities calculated for the temperatures and gas composition found in boreholes are compared to atmospheric air densities (Section 2.1).

Finally, Table 8 compiles the differential gas pressures ( $dP$ ) measured in boreholes, which provide indications of vertical gas flow tendencies. The measurements made when borehole gas was sampled are the ones shown in the table. The convention used for  $dP$  measurements is atmospheric pressure minus borehole pressure. Positive values of  $dP$  thus indicate downward flow tendencies, whereas negative values show upward flow tendencies. The data compiled indicate that both the sign and magnitude of  $dP$  vary seasonally. In boreholes at the top of the dump, BH-1A and BH-1B,  $dP$  indicates mostly upward gas flow, except when air temperature is high (above about 20 °C). The magnitude of  $dP$  is relatively low for these boreholes. The reverse behavior in  $dP$  is seen in other boreholes lower down the dump:  $dP$  indicates downward flow under cold conditions and upward flow under warm conditions, with relatively clear changes in direction with seasons at threshold values in the range of 12-13 °C. Monitored differential pressures are not coherent with measurements made when borehole gas was sampled.

Figure 16 compares numerical simulations for the low and high temperature base cases with the conceptual model of gas flow in the No. 1 Shaft Dump based on monitoring data. The conceptual model is based on observed differential pressures and gas compositions in observation wells and



from pipe velocities (Table 8). Both at low and high atmospheric temperature, the assumptions of the conceptual model are supported by numerical results.

At low atmospheric temperature, air enters the pipe, then gas flows laterally at fast velocity in the lower part of the dump, then slowly upward in the upper part of the dump. This generally upward flow tendency was assumed in the conceptual model on the basis of air entry in the pipe and differential pressures measured at the top of the dump indicating upward flow (Table 8). Lateral gas flow in the lower and central part of the dump was supported by the temperature profiles measured in observation wells that indicated heat production, thus oxygen supply and gas flow, over the entire thickness of the dump (Section 2.1). The large air inflow in the lower part of the dump was also supported by high oxygen concentrations observed in that part of the dump (Table 8). Lower gas velocities in the upper part of the dump were assumed on the basis of the dump geometry and the low oxygen concentrations observed in the upper part of the dump. The model also supports the tendency for gas to flow downward through the till cover in the lower part of the dump and upward flow in the upper part of the dump (Table 8). These flow tendencies were deduced from pressure gradients observed in boreholes located in the upper and lower portions of the dump slope (Table 8). The numerical model only contradicts the conceptual model about the assumed gas entry through the till cover in the upper part of the slope that was assumed on the basis of gas composition, i.e. the presence of oxygen.

At high temperature, dump gas exits through the pipe, there is rapid lateral gas flow in the lower part of the dump, and slow gas flow in the upper part of the dump. This pattern was again inferred from pipe gas flow and pressure gradients observed on the top of the dump (Table 8). The strong lateral gas flow in the lower part of the dump was also indicated by oxygen-depleted and CO<sub>2</sub>-rich composition of dump gas flowing through the pipe. Such a composition shows that air has not significantly entered the dump along the gas flow path and that gas comes from within the dumps where oxygen is consumed and CO<sub>2</sub> produced. The tendency for gas entry and exit through the till cover, respectively in the lower and upper part of the dump slope, were again based on differential pressures measured in boreholes (Table 8). Numerical modeling results also support the assumption made that gas flux would be lower at the higher atmospheric temperatures relative to the lower ones.

These agreements between various monitoring observations with model predictions further validate the numerical model, which was shown to be calibrated on the basis of its predictions of pipe gas velocities as a function of temperature (Figure 7). However, the model does not represent the potential effects of heterogeneities in the waste rock and till cover. Such heterogeneities could lead to preferential gas flow paths and gas stagnation zones in the dump.

## 5. Conclusions

The numerical model developed to represent gas flow in the Sullivan Mine No. 1 Shaft Waste Rock Dump reproduces pipe gas velocities as a function of temperature and is in general agreement with monitoring observations. In order to calibrate the model, the effective air permeability of the till cover and waste rock had to be significantly increased from the initial estimates based on available data. It is presumed that the increased permeabilities required by the model reflect the combined effects of coarse preferential flow paths in waste rock and localized variability in the cover. There are probably other combinations of permeabilities for the till cover, waste rock and toe drain fill material that would have allowed model calibration. Representative results obtained from simulations support the simplifying assumptions made to develop the model, mainly that 1) the presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas could make its molar mass equivalent to atmospheric air, 2) the mean dump temperature remains relatively constant, and 3) water flow in the dump does not significantly alter gas flow.

The physical process at the origin of gas flow in the dump is thermal convection due to dump gas buoyancy. The dump gas buoyancy depends on its density difference relative to atmospheric air. The difference between dump gas and atmospheric air densities only depend on their respective temperatures: the dump gas temperature remains quite constant whereas the atmospheric temperature is variable and thus controls gas flow direction and magnitude. The dump is supposed to maintain a relatively steady temperature of about 10-12 °C. When atmospheric temperature is similar to the mean dump temperature, there will be no tendency for dump gas to flow. However, when atmospheric temperature is lower than 10-12 °C, its density is higher than dump gas, which will tend to rise up through the atmosphere (positive buoyancy) and air will enter the pipe. On the contrary, when atmospheric temperature is higher than 10-12 °C, its density is lower than dump gas, which will tend to sink down through the atmosphere (negative buoyancy) and dump gas will exit the pipe. Under these conditions, the dump gas will tend to be less dense than the surrounding atmosphere in winter and denser during summer. Such a mechanism implies that gas flow is controlled by external forces, namely atmospheric temperature, rather than by the properties of its cover or waste rock, as long as these materials are permeable enough to allow buoyancy-driven gas flow to occur.

Gas flow in the dump is not significantly affected by barometric pressure changes as it does not significantly affect the relative density of dump gas and atmospheric air. The pipe and high permeability toe drain fill material facilitate gas flow and exchanges with the atmosphere. The system was found to rapidly reach steady state gas flow conditions, in about 15 minutes, even following major perturbations in atmospheric temperature and pressure. Gas flow through the pipe and till cover can rapidly provide the relatively small gas volume required to compensate the effects of simulated atmospheric temperature and pressure changes. The natural system does not undergo such drastic changes and the system is dynamically reaching a new equilibrium related to variations in atmospheric conditions.

Most of the gas flowing through the dump enters or exits through the pipe. However, there would still be similar gas flow patterns without the presence of the pipe. Similarly, although the till cover restricts gas exchanges between the dump and the atmosphere, a low permeability cover is not required to obtain the observed gas flow behavior. Actually, there would even be more gas flow without a cover and gas would similarly flow through the pipe. A perfectly sealing dump cover would not lead to the observed gas flow behavior.

General conditions that could lead to a gas flow behavior similar to the one observed at the No. 1 Shaft Dump can be inferred from the characteristics of that dump and the processes that were shown to be controlling gas flow:

- Low mean internal dump temperature, within the range of yearly atmospheric temperature variations, so that dump gas and atmospheric air densities have the possibility to be similar. For example, such low dump temperatures could occur in low reactivity dumps, moderate permeability dumps or covered dumps;
- The waste rock dump has to be permeable “enough” (waste rock and cover combined) to allow buoyancy-driven gas convection to dominate exchanges in gas flow between the dump and atmosphere;
- A relatively large dump thickness would be favorable, as it would help maintain a steady internal dump temperature by avoiding too much influence from yearly atmospheric temperature variations;

- Geometry of the dump may play a role, as an important vertical component and sloping base may favor vertical gas flow related to buoyancy-induced convection (as shown for a Questa Mine waste rock dump by Lefebvre et al., 2002);
- The presence of CO<sub>2</sub> in the dump gas may not be necessary, but it facilitates the equilibrium between dump gas and atmospheric air densities by allowing dump gas molar mass to remain close to the one of atmospheric air;
- A filled toe drain and pipe are not necessary but their presence enhances gas flow, and the pipe poses the main security threat as it is focusing dump gas exit;
- Enclosures and topographic depressions bordering the base of a dump, where dense oxygen-deprived dump gas could accumulate, would represent hazard locations;
- The presence of a cover may not be necessary and it could even preclude the type of gas flow observed at the No. 1 Shaft Dump. However, covered dumps have limited oxygen supply and may tend to steadily reduce their internal temperatures, which would lead to conditions favorable to the onset of gas flow conditions as observed at the No. 1 Shaft Dump.

The conditions listed are not meant to be all inclusive. Further work would be required to assess the full range of conditions that could lead to a gas flow behavior similar to the one observed at the No. 1 Shaft Dump, or to other gas flow behaviors that would also represent a security threat. This issue is complex as there is a wide range in dump gas composition, waste rock air permeabilities, dump geometries, and atmospheric conditions, which could influence gas flow and thus need to be considered.



## 6. References

Kimberley Incident Technical Panel, 2007. Update on technical findings. June 2007, 15 p.

Lahmira, B., Lefebvre, R., Aubertin, M., Bussière, B., 2007. Modeling the influence of heterogeneity and anisotropy on physical processes in AMD-producing waste rock piles. Proceedings, *OttawaGeo 2007, 60<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference and 8<sup>th</sup> Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, Ottawa, Canada, October 21-24, 8 p.

Lefebvre, R., 2006. Écoulement multiphase en milieux poreux. Graduate course notes, 6<sup>e</sup> éd., GEO-9602/GLG-65146, Joint Graduate program, Laval University / INRS-ETE, INRS-Eau, Terre et Environnement, 371 p. et annexes.

[http://www.ete.inrs.ca/professeur.php?page=ReneLefebvre\\_Enseignement](http://www.ete.inrs.ca/professeur.php?page=ReneLefebvre_Enseignement)

Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., Robertson, A. MacG., 2002. ARD Production and Water Vapor Transport at Questa Mine. *Tailings and Mine Waste '02*, Proceedings of the Ninth International Conference on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, Colorado, 27-30 January 2002, A.A. Balkema Publishers, 479-488.

Lefebvre, R., Lamontagne, A., Wels, C., 2001c. Numerical simulations of acid rock drainage in the Sugar Shack South rock pile, Questa Mine, New Mexico, U.S.A. Proceedings, *2<sup>nd</sup> Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 54<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference*, Sept. 16-19, 2001, Calgary, Canada, 1568-1575.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Lamontagne, A., 2001b. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2: Applications of numerical simulations. *J. of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 165-186.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gélinas, P., 2001a. Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1: Conceptual model and system characterization. *J. of Contaminant Hydrology*, 52 (1-4), 137-164.

Lefebvre, R., Smolensky, J., Hockley, D., 1998. Modeling of acid mine drainage physical processes in the Nordhalde of the Ronnenburg mining district, Germany. Proceedings, *TOUGH Workshop '98*, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkely, CA, May 4-6, 1998, 6 p.

Lefebvre, R., Gélinas, P.J., 1995. Numerical modelling of AMD production in waste rock dumps. Proceedings, *Sudbury '95 - Mining and the Environment Conference*, May 29-June 1, 1995, Sudbury, Canada, Paper NT2, v. 3, 869-878.

Lefebvre, R., 1995. Modeling acid mine drainage in waste rock dumps. In K. Pruess, ed., Proceedings, *TOUGH Workshop '95*, Berkeley, CA, March 20-22, 1995, Lawrence Berkeley Lab., LBL-37200, 239-244.

Phillip, M., Hockley, D. 2007. Sullivan Fatalities Incident – Technical Investigations and Findings. *14<sup>th</sup> Annual BC MEND Workshop*, Vancouver, BC, November 28, 2007.

Pruess, K., Oldenburg, C., Moridis, G., 1999. TOUGH2 user's guide, Version 2.0. Lawrence Berkeley National Laboratory, Report LBNL-43134, November 1999, 198 p.

Smolensky, J., Hockley, D., Lefebvre, R., Paul, M., 1999. Oxygen transport processes in the Nordhalde of the Ronnenburg mining district, Germany. Proceedings, *Sudbury '99 - Mining and the Environment II*, Sudbury, Ontario, Sept. 13-15, 1999, Paper AD 29, vol. I, 271-280.

Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R., Nicholson, R.V., 2004. Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Québec, Canada. *J. of Contaminant Hydrology*, 69 (1-2), 45-71.

Wels, C., Lefebvre, R., Robertson, A.M., 2003. An overview of prediction and control of air flow in acid-generating waste rock dumps. Proceedings, *6<sup>th</sup> International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 12-18 July 2003, Cairns, Australia, Published by The AusIMM, Carlton South, VIC, Australia, 639-650.



## Tables



Table 1. Estimated gas densities in monitoring boreholes compared to atmospheric air densities

	Atmosphere			BH-1 A&B			BH-2B			BH-3B		
	Low T	Mean T	High T	Low T	Mean T	High T	Low T	Mean T	High T	Low T	Mean T	High T
Temperature (oC)	-8	7.5	23	13.7	13.7	13.7	10	10	10	13	13	13
Oxygen vol. %	21.0%	21.0%	21.0%	3.0%	3.0%	3.0%	10.20%	3.90%	0.20%	8.50%	5.30%	1.20%
CO2 vol. %	0.03%	0.03%	0.03%	5.0%	5.0%	5.0%	1.90%	4.50%	6.70%	2.70%	4.30%	6.25%
Relative humidity	70%	70%	70%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Saturated vapor pressure (Pa)	355	1056	2805	1581	1581	1581	1245	1245	1245	1512	1512	1512
Water vapor fraction	0.0041	0.0122	0.0323	0.0182	0.0182	0.0182	0.0144	0.0144	0.0144	0.0174	0.0174	0.0174
Dry gas molar mass	0.0290	0.0290	0.0290	0.0289	0.0289	0.0289	0.0287	0.0289	0.0291	0.0288	0.0289	0.0291
Humid gas molar mass	0.0289	0.0288	0.0286	0.0287	0.0287	0.0287	0.0286	0.0287	0.0289	0.0286	0.0287	0.0289
Gas density	1.137	1.071	1.008	1.045	1.045	1.045	1.052	1.058	1.066	1.042	1.047	1.052
<b>DOWN</b>	Relative density @ high atm. Temperature:			<b>1.037</b>			<b>1.058</b>			<b>1.044</b>		
<b>UP</b>	Relative density @ mean atm. Temperature:			<b>0.975</b>			<b>0.988</b>			<b>0.977</b>		
<b>UP</b>	Relative density @ low atm. Temperature:			<b>0.918</b>			<b>0.925</b>			<b>0.916</b>		

Note: the vertical direction of the waste rock dump gas flow should be UP when the relative density is lower than 1

Table 2. Temperature and pressure conditions with corresponding pneumatic potential

<b>Imposed Conditions</b>	<b>Minimum atmospheric temperature (°C)</b>	<b>“Mean” dump temperature (°C)</b>	<b>Maximum atmospheric temperature (°C)</b>
Real value	-8	12	23
Model value	5	25	36
Pressure at dump top <sup>a</sup> (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pressure at pipe <sup>b</sup> (Pa)	86 498	87 415	87 869
Mean dump gas density (kg/m <sup>3</sup> )	0.991	1.002	1.008
Mean atmospheric air density (kg/m <sup>3</sup> )	1.062	1.002	0.972
Pneumatic potential <sup>c</sup> at dump top (Pa)	85 862	86 821	87 300
Pneumatic potential at pipe (Pa)	85 905	86 821	87 266
Potential difference (Top – Pipe) (Pa)	-43	0	34
Dump gas general flow direction	Upward	No flow	Downward

a: the top of the dump is at an elevation of 1348 m.

b: the pipe at the bottom of the dump is at an elevation of about 1287 m.

c: pneumatic potentials are calculated within the dump for conditions corresponding to the dump gas mean density at the internal dump temperature (25 °C) and gas pressure (using equation 2). The following relationships apply for the three atmospheric temperatures shown on the table for which distinct barometric pressures lead to different mean dump gas densities:

Potential @ 5 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.7209 \cdot (z-1348)$

Potential @ 25 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.8296 \cdot (z-1348)$

Potential @ 36 °C (reference elevation at dump top, 1348 m):  $\Psi = p + 9.8838 \cdot (z-1348)$

Table 3. Material properties

<b>Property</b>	<b>Dry Till</b>	<b>Wet Till</b>	<b>Waste Rock</b>	<b>Drain &amp; Pipe</b>
Total porosity (dim.)	0.295	0.295	0.33	0.45
Residual water saturation (dim.)	0.80	0.950	0.35	0.45
Hydraulic conductivity (m/s)	5.00E-06	5.00E-06	1.00E-04	1.00E-03
Estimated effective air permeability (m <sup>2</sup> )	1.46E-13	9.41E-15	9.34E-12	1.02E-10
<b>Used effective air permeability (m<sup>2</sup>)</b>	<b>5.10E-12</b>	<b>5.10E-12</b>	<b>5.02E-09</b>	<b>5.02E-05</b>
Van Genuchten $\alpha$ parameter (Pa <sup>-1</sup> )	0.000008	0.000008	0.00085	
Van Genuchten $m$ parameter (dim.)	0.55	0.55	0.3	
Van Genuchten $n$ parameter (dim.)	2.22	2.22	1.43	

Table 4. Simulated gas velocities (m/d) in the waste rock dump  
(Positive gas velocities are upward and negative values indicate downward flow)

<i>a) Base case with pipe linked to atmosphere</i>				
<b>Location in the dump<sup>1</sup></b>	5 °C	5 °C	36 °C	36 °C
	Dry Till	Wet Till	Dry Till	Wet Till
Interior base	+1.4	+1.4	-0.9	-0.9
Upper surface	+3.0	+3.0	-1.8	-1.8
Center of slope	+9.9	+9.6	-5.7	-5.7
Lower part	+23.1	+23.3	-12.7	-12.7

1: Locations in the dump are shown from left to right on Figures 11 and 12.

<i>b) Barometric pressure effect</i>		
<b>Location in the dump</b>	36 °C	36 °C
	Dry Till -2 kPa	Dry Till + 2 kPa
Interior base	-0.9	-0.9
Upper surface	-1.8	-1.9
Center of slope	-5.6	-5.8
Lower part	-12.4	-12.8

<i>c) Without pipe</i>		
<b>Location in the dump</b>	5 °C	36 °C
	Dry Till	Dry Till
Interior base	+1.2	-0.8
Upper surface	+2.6	-1.6
Center of slope	+7.7	-4.5
Lower part	+10.2	-6.0

<i>d) Without till cover</i>		
<b>Location in the dump</b>	5 °C	36 °C
	Interior base	+3.1
Upper surface	+6.9	-3.6
Center of slope	+29.4	-16.8
Lower part	+15.8	-8.6

Table 5. Simulated gas densities and velocities through the pipe  
(Positive pipe gas velocities are inward and negative values indicate outward flow)

Model Atmospheric Temperature (°C)	Actual Atmospheric Temperature (°C)	Pipe Gas Density (kg/m <sup>3</sup> )	Dry Cover Gas Velocity (m/s)	Wet Cover Gas Velocity (m/s)
5	-8	1.090	1.016	1.019
10	-3	1.069	0.779	0.781
15	2	1.048	0.533	0.534
20	7	1.025	0.274	0.275
25	12	1.001	0.000	0.000
30	17	0.975	-0.273	-0.274
35	22	0.946	-0.573	-0.575
40	27	0.914	-0.908	-0.912
45	32	0.878	-1.292	-1.297

Note: pipe open area is 0.1257 m<sup>2</sup>

Table 6. Simulated pipe gas velocities related to changes in barometric pressure at 36 °C

Cases	Normal Pressure at 36 °C		Increased Barometric Pressure (+2 kPa)		Decreased Barometric Pressure (-2 kPa)	
	Wet Till	Dry Till	Wet Till	Dry Till	Wet Till	Dry Till
Gas Density (kg/m <sup>3</sup> )	0.940	0.940	0.961	0.961	0.918	0.918
Gas Flux (kg/s)	-7.55E-02	-7.52E-02	-7.86E-02	-7.83E-02	-7.24E-02	-7.21E-02
Gas Velocity (m/s)	-6.39E-01	-6.36E-01	-6.50E-01	-6.48E-01	-6.27E-01	-6.25E-01
Change in Gas Density (kg/m <sup>3</sup> )			0.022		-0.022	
Change in Gas Velocity (m/s)			-1.152E-02	-1.169E-02	1.15E-02	1.15E-02
Change in Gas Velocity (%)			2.292		-2.290	

Table 7. Steady state pipe gas flow velocities without a till cover

Gas Velocity (m/s)		
Atm Temp	5°C	36°C
Dry Till	1.016	-0.636
Wet Till	1.019	-0.639
Without Till	1.800	-0.976
Difference (m/s)		
No Till - Dry Till	0.784	-0.340
No Till - Wet Till	0.782	-0.337

Table 8. Summary of monitored conditions in boreholes  
(Conditions observed as of December 2007, when the numerical model was developed)

Borehole	Temperature (°C)	Oxygen (%)	CO <sub>2</sub> (%)	Differential P Flow direction	Gas density (kg/m <sup>3</sup> )	Remarks	
Atmosphere	Low T: Mean T: High T:	-8 7.5 23			1.137 1.071 1.008		
BH-1A	Low T: Mean T: High T:	10 13.7 16	2.3 1.2 1.1	4.4 5.1 5.7	Up fast at low T Mostly UP! Down >> 20 oC	1.060 1.045 1.035	
BH-1B	Low T: Mean T: High T:	10 13.7 16	2.5 3.2 4.8	4.5 4.5 4.5	Up fast at low T Mostly UP! Down >> 20 oC	1.060 1.045 1.035	One exceptional event of down flow at moderately "high" T
BH-2A	Low T: Mean T: High T:	7 10 13	1.3	10			No clear indication of flow direction on differential pressure (Borehole outside main flow path ???)
BH-2B	Low T: Mean T: High T:	7 10 13	10.2 3.9 0.2	1.9 4.5 6.7	Down when cold Up when hot	1.057 1.05 1.045	Getting O <sub>2</sub> from air entry closer to monitoring borehole Gas can be near atmospheric under cold conditions... Evacuating gas without oxygen and high CO <sub>2</sub> from "far" upstream
BH-3A	Low T: Mean T: High T:	8 11 14	11.7 7.7 0.3	2.1 4.4 8.6	Down when cold Up when hot		Gas can be near atmospheric under cold conditions... Stagnant gas (no flow) when atm. T about 12-13 oC High differential pressures (especially for upward flow)
BH-3B	Low T: Mean T: High T:	11 13 16	8.5 5.3 1.2	2.7 4.3 6.25	Down when cold Up when hot	1.043 1.039 1.032	Lower upward flow in moderate temperatures above 12 oC High differential pressures (especially for upward flow)
PIPE	Low T: Mean T: High T:				Flow IN Flow OUT		Atmospheric gas composition For initial short outflows: O <sub>2</sub> rapidly decreasing and CO <sub>2</sub> increasing For long and steady outflow: CO <sub>2</sub> nearly constant and O <sub>2</sub> slowly increasing

Similar - coherent - indications of flow directions and gas compositions in push in boreholes...



## Figures



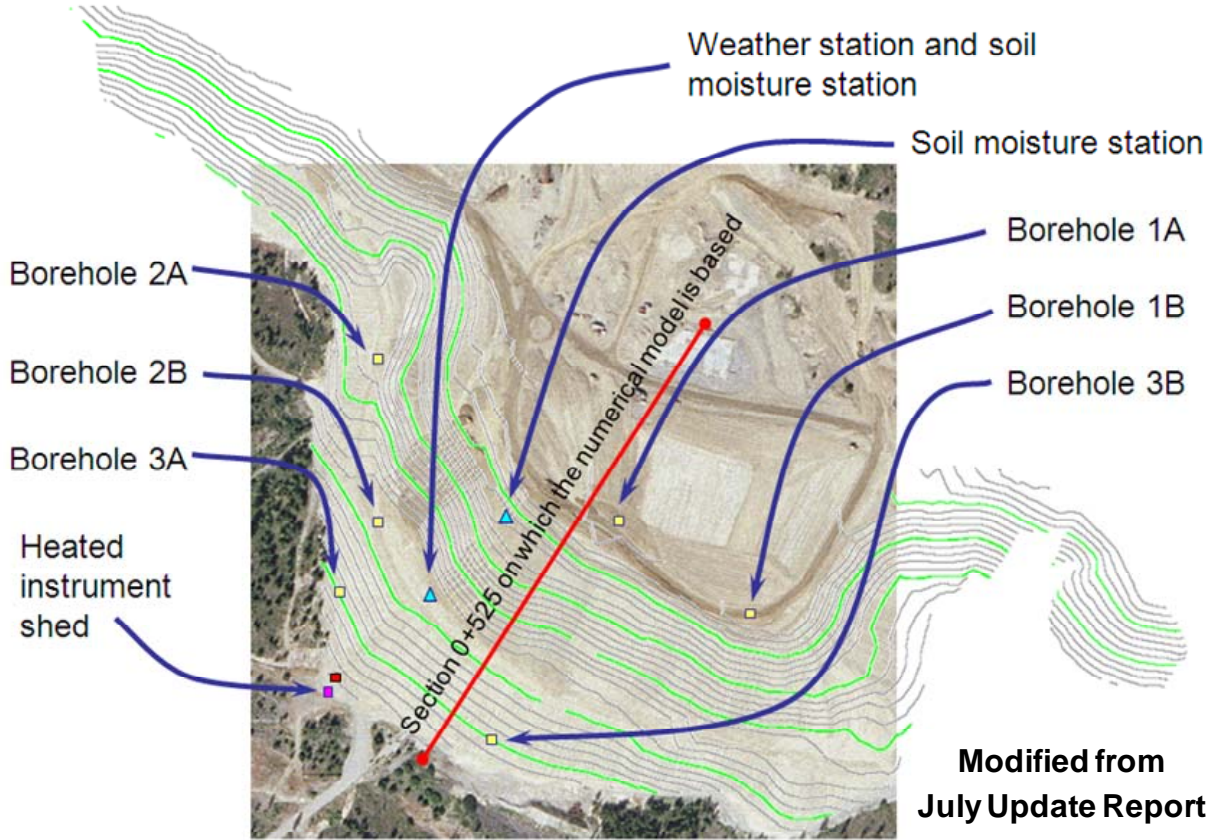


Figure 1. Location of Section 0+525 used to develop the numerical grid

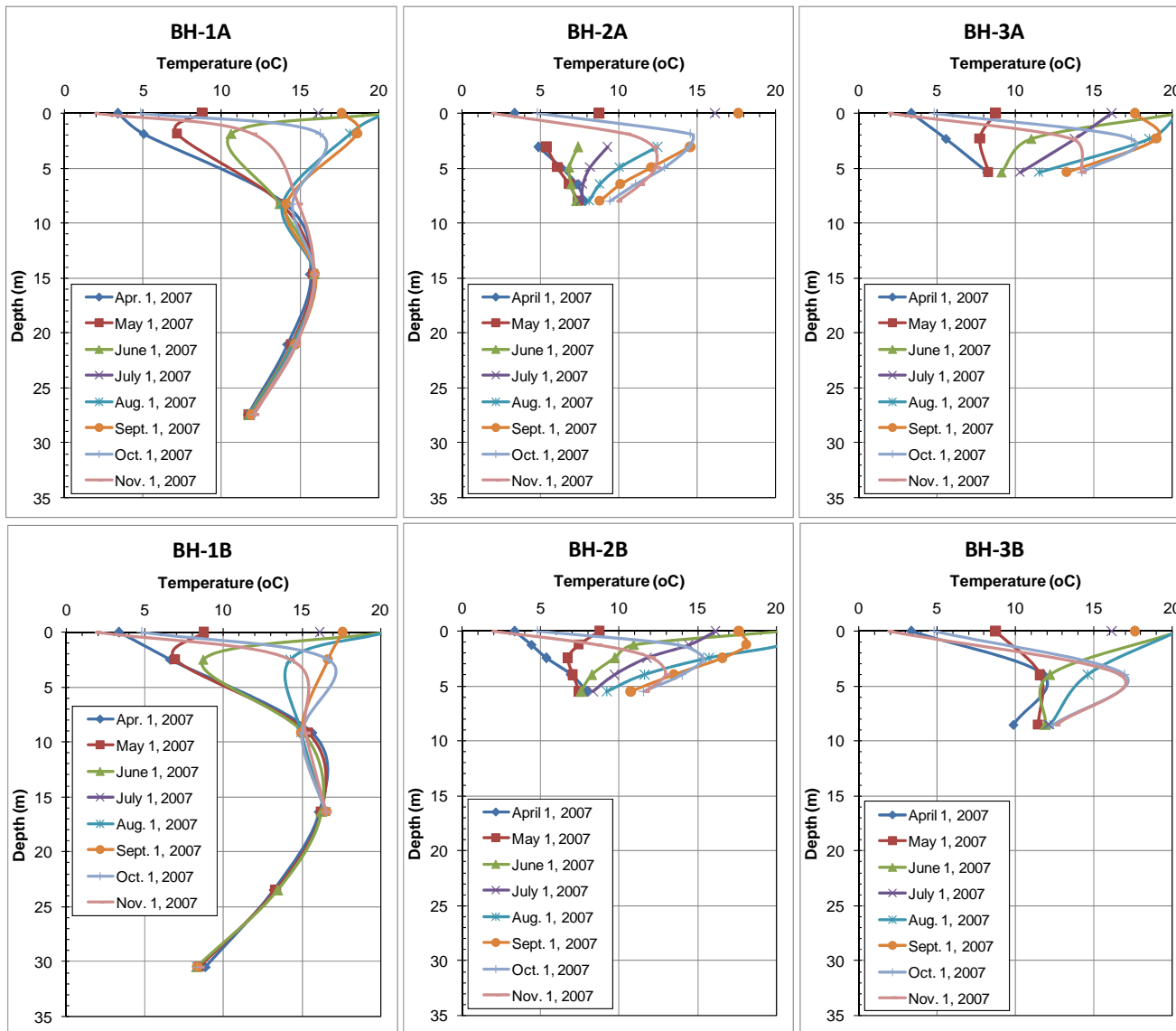


Figure 2. Selected monthly temperature profiles in boreholes

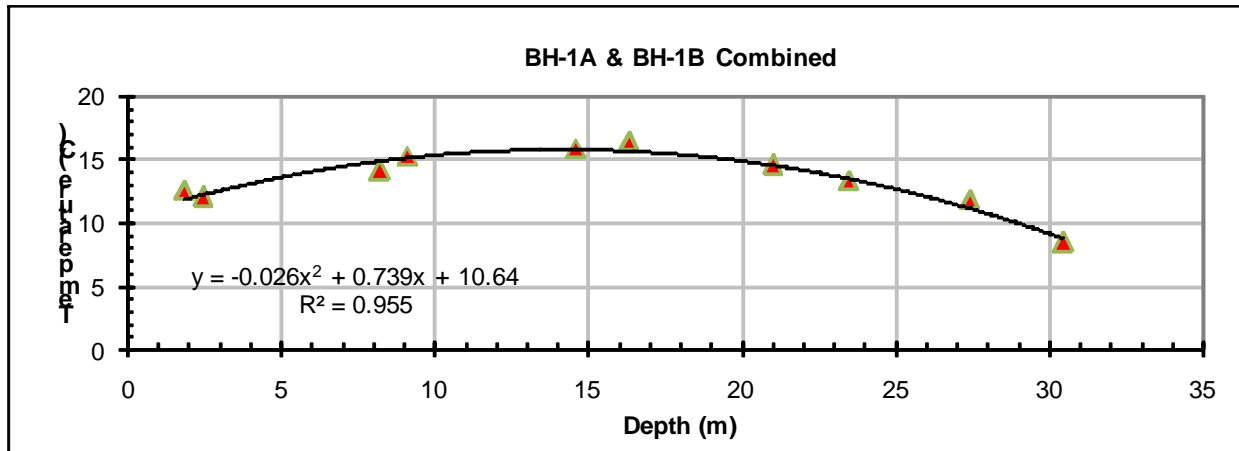


Figure 3. Second order polynomial fit to mean temperatures in boreholes BH-1A and BH-1B

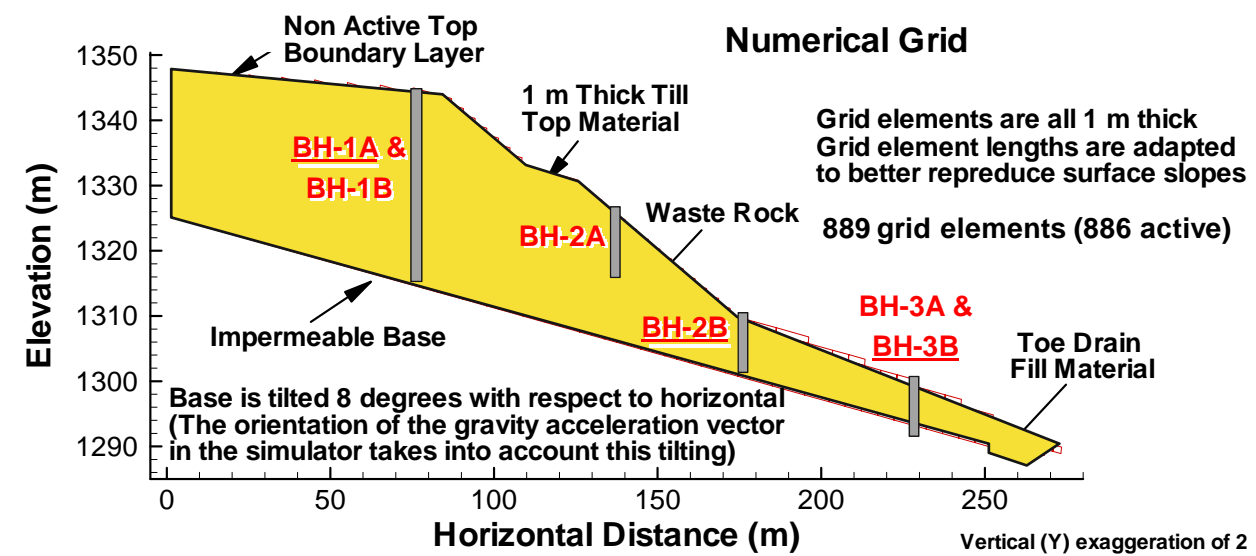


Figure 4. Projection of boreholes on the numerical grid section

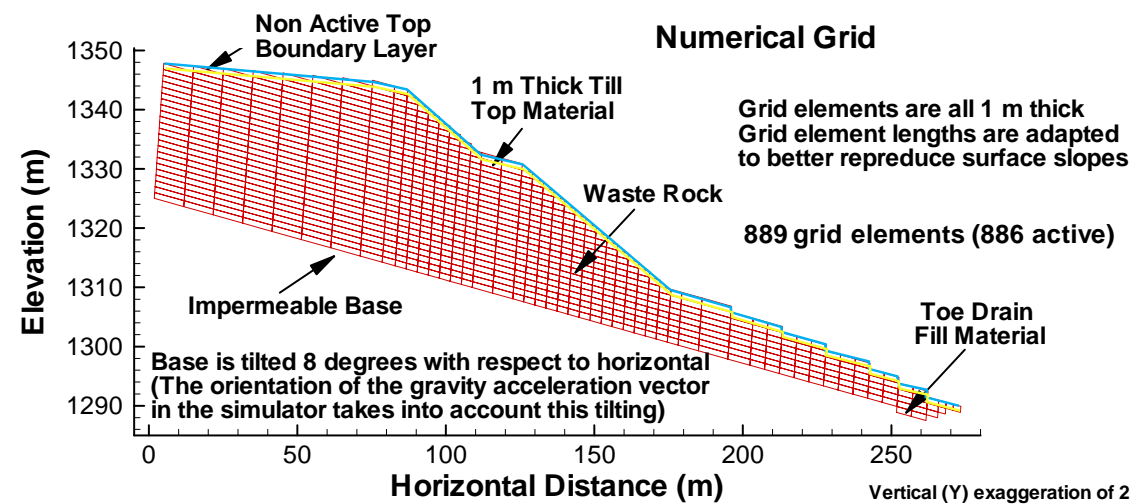


Figure 5. Boundary conditions and materials distribution in the numerical grid

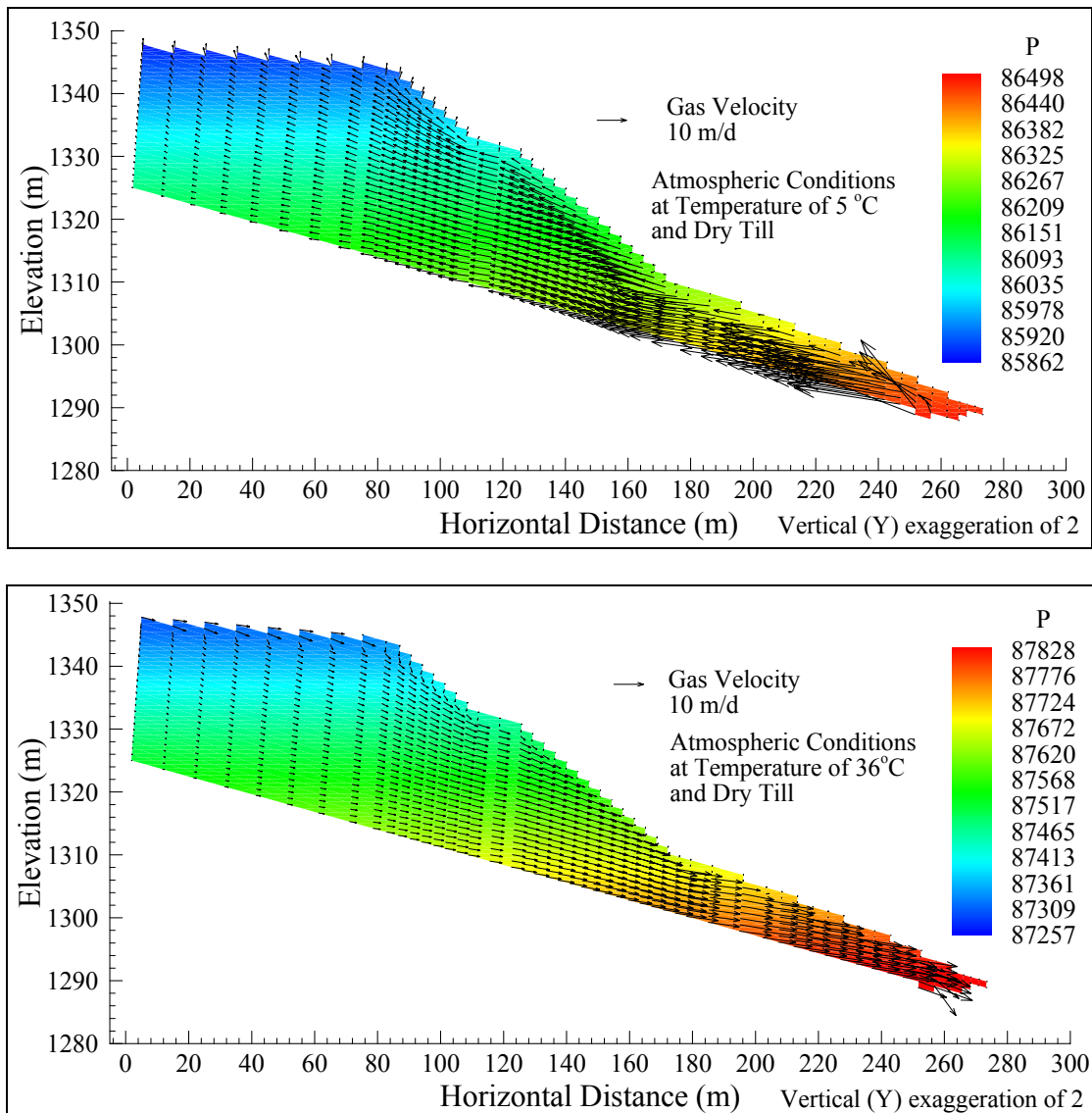


Figure 6. Simulated conditions for low (top) and high (bottom) atmospheric temperature. Simulations were made with the properties of the dry till cover. Arrows have lengths proportional gas velocity (m/d). The color scale represents gas pressure (Pa).

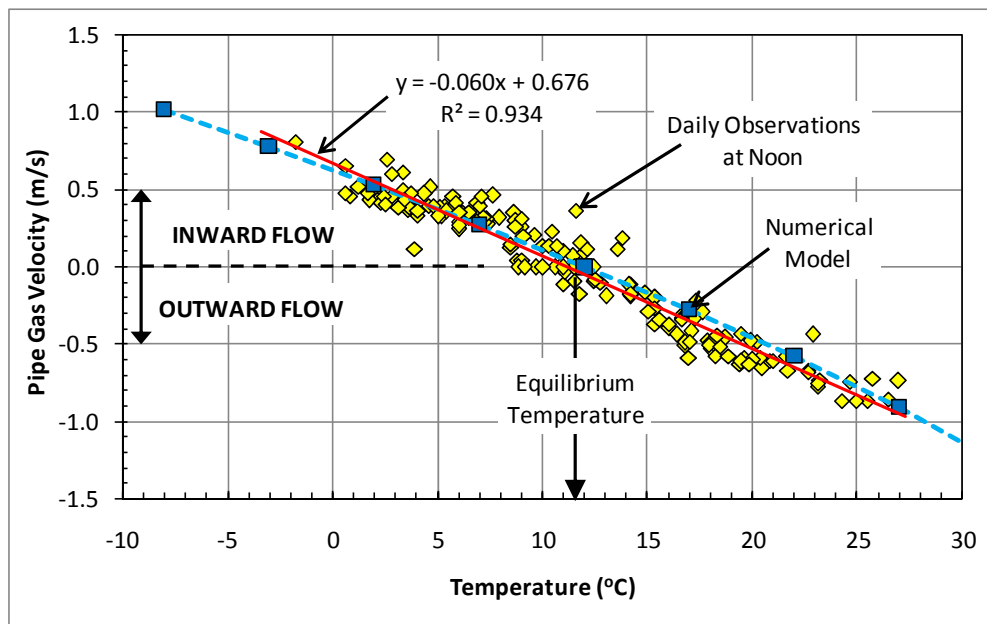


Figure 7. Comparison of simulated and measured gas velocities in the pipe. Positive pipe gas velocities correspond to gas flow in the pipe, whereas negative values represent gas flow out of the pipe. Simulations were carried out for a dry till cover at 5 °C interval above and below the equilibrium temperature. Simulation results (blue squares) are shown at temperatures of the actual system corresponding to simulation temperatures (Table 1). Observations shown (yellow lozenges) are selected daily values measured at Noon. The red line is the linear regression of observations. The dashed blue line linearly links simulation results

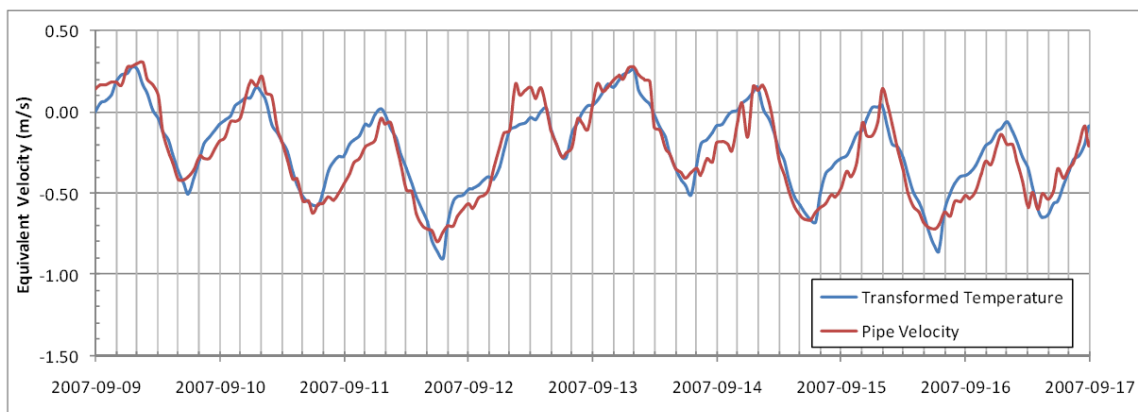


Figure 8. Correlation between normalized temperatures and pipe gas velocities. Normalized temperatures were calculated with the regression equation between temperature and pipe gas velocity shown on Figure 5



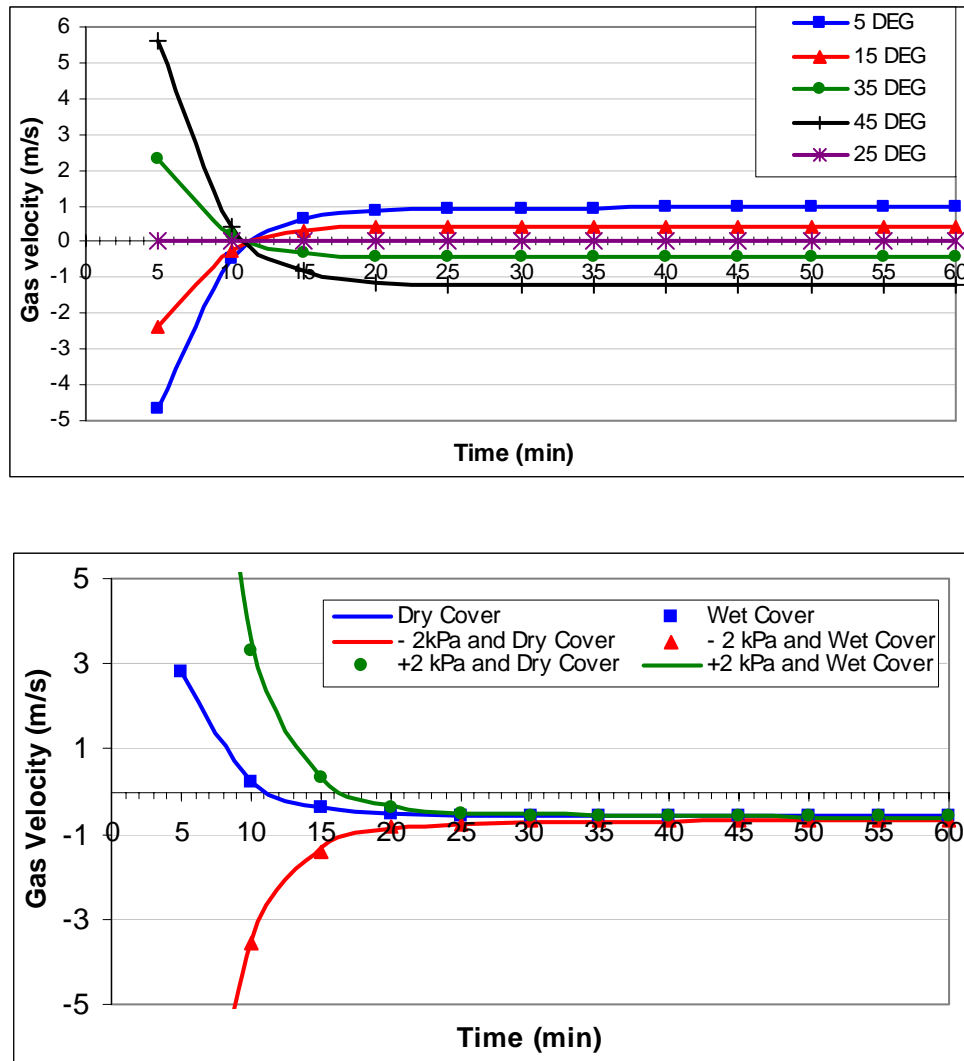


Figure 9. Transient pipe gas velocities for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom)

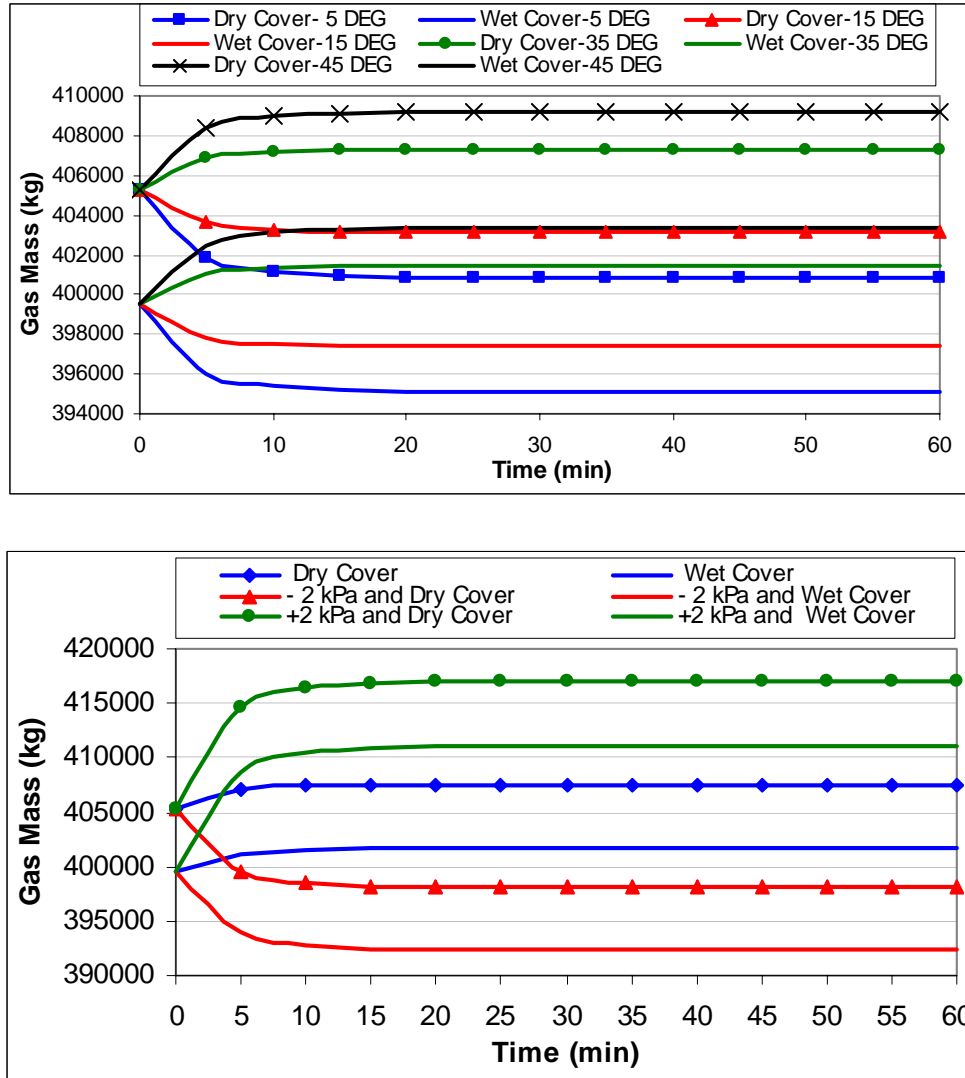


Figure 10. Transient gas mass in the dump for various atmospheric temperatures (top) and pressures at 36 °C (bottom)

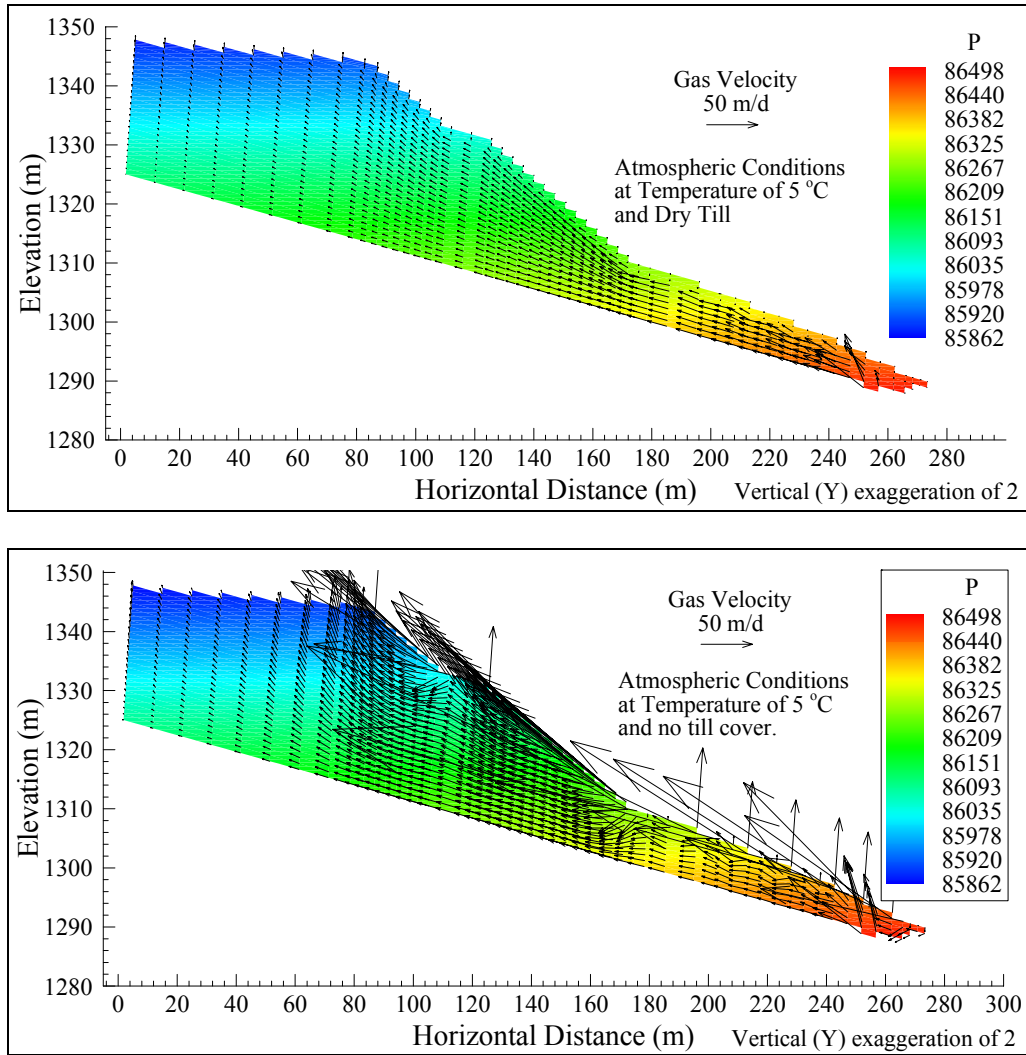


Figure 11. Simulated conditions at 5 °C without a till cover (bottom) compared to conditions with a dry till cover (top)

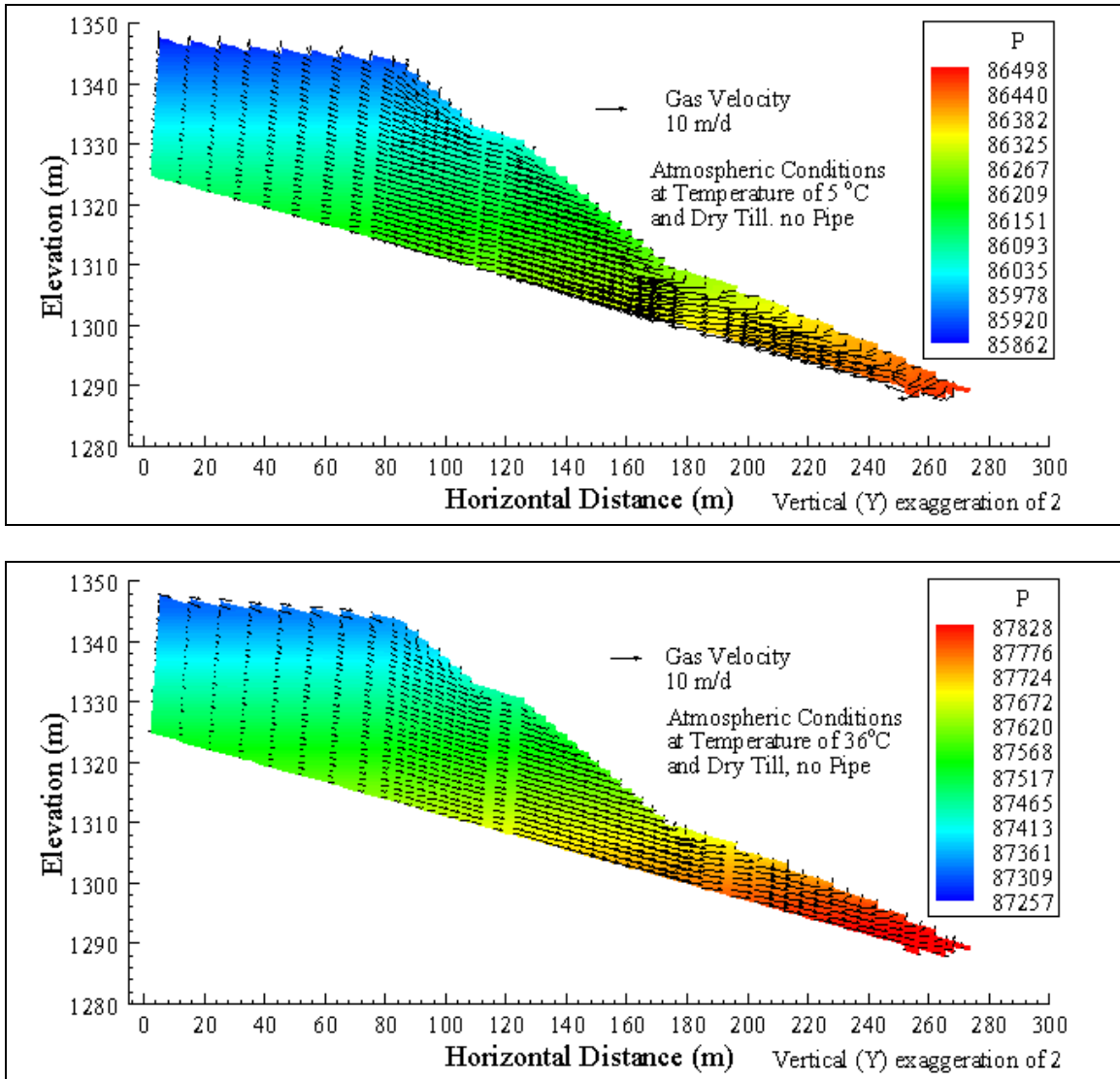


Figure 12. Simulated conditions without a pipe for a dry till cover at 5 °C (top) and 36 °C (bottom)

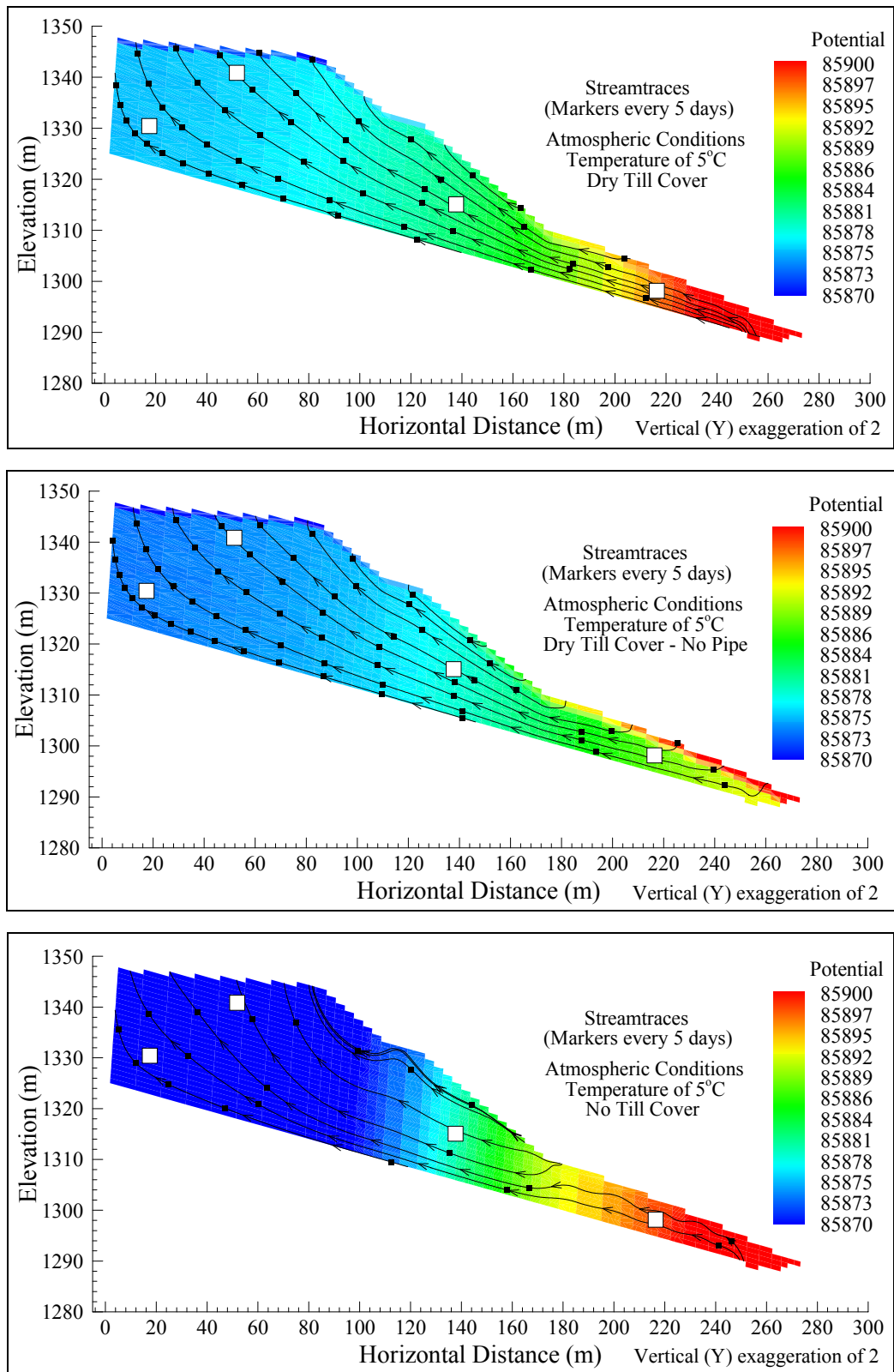


Figure 13. Pneumatic potential and streamtraces at 5 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom)

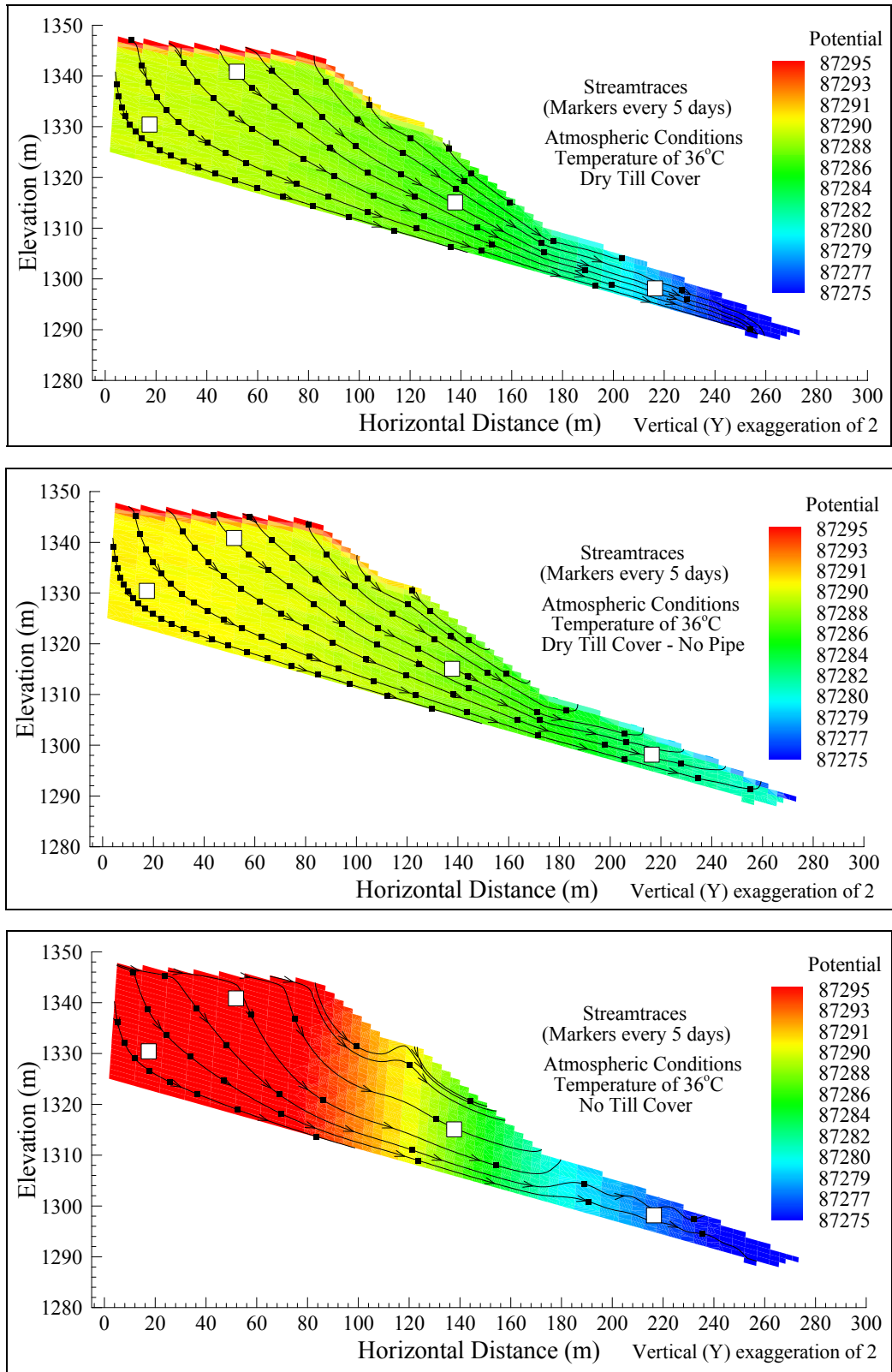


Figure 14. Pneumatic potential and streamtraces at 36 °C for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and with a pipe but without a till cover (bottom)

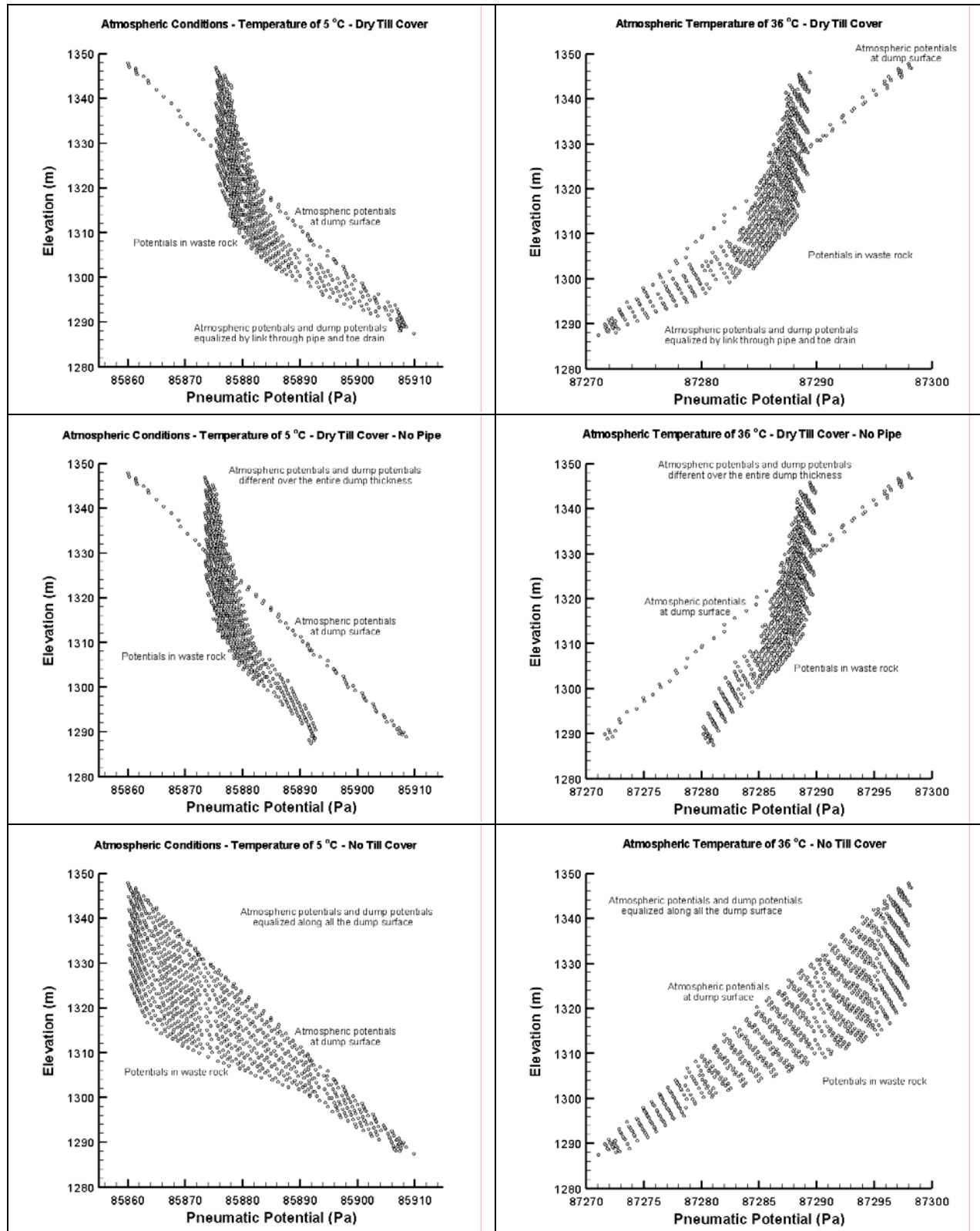


Figure 15. Vertical distribution of pneumatic potentials at 5 °C (left) and 36 °C (right) for the dry till cover with the pipe (top), without a pipe (middle) and without a till cover (bottom)

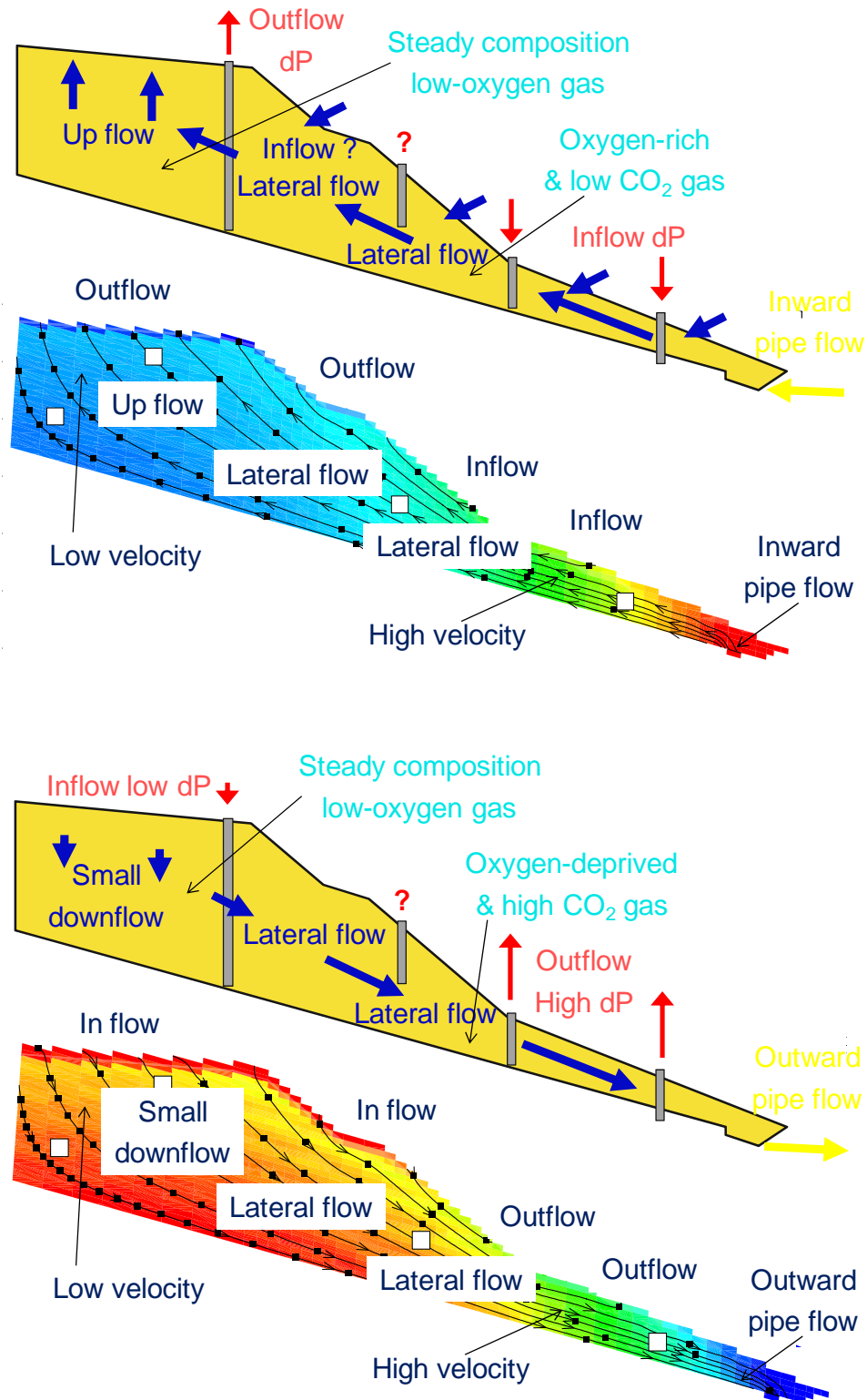


Figure 16. Comparison of the conceptual model of gas flow with numerical results for low (top) and high (bottom) atmospheric temperatures



## Appendix



**APPENDIX 1:**  
**COMPLEMENTARY SIMULATION RESULTS AND FIGURES**

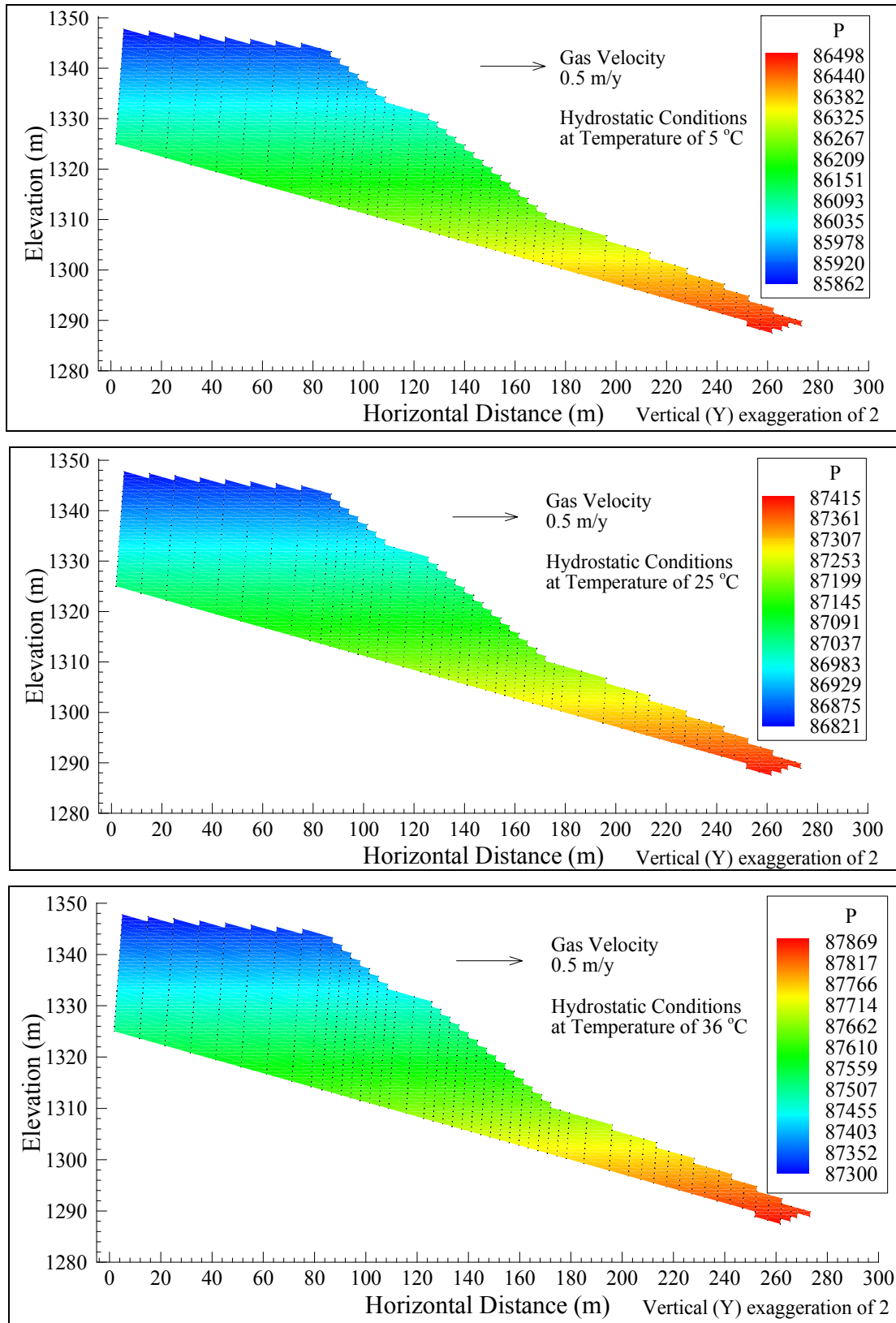


Figure A1.1. Gas pressure distributions under hydrostatic conditions at 5, 25 and 36 °C

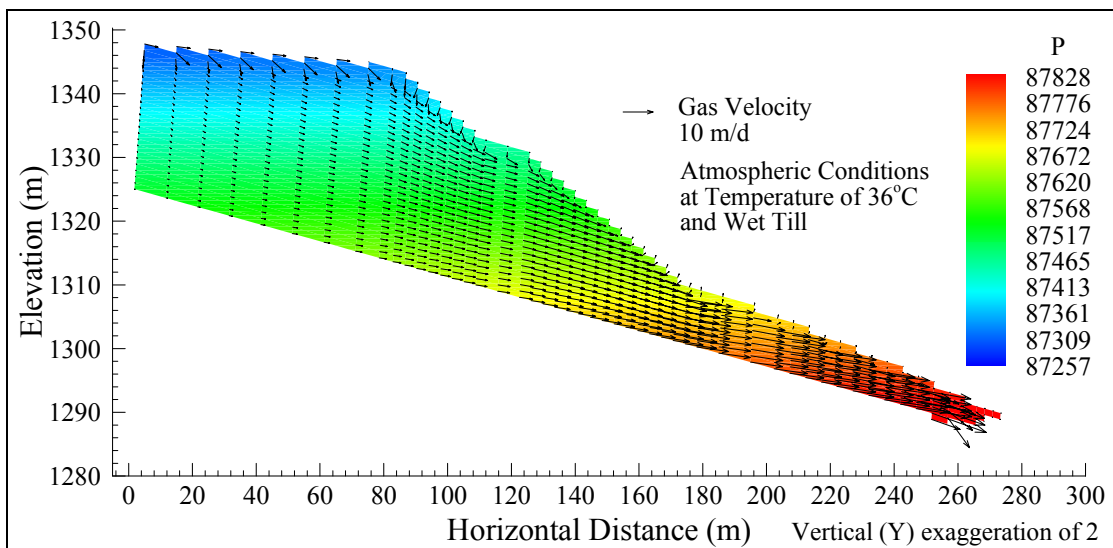
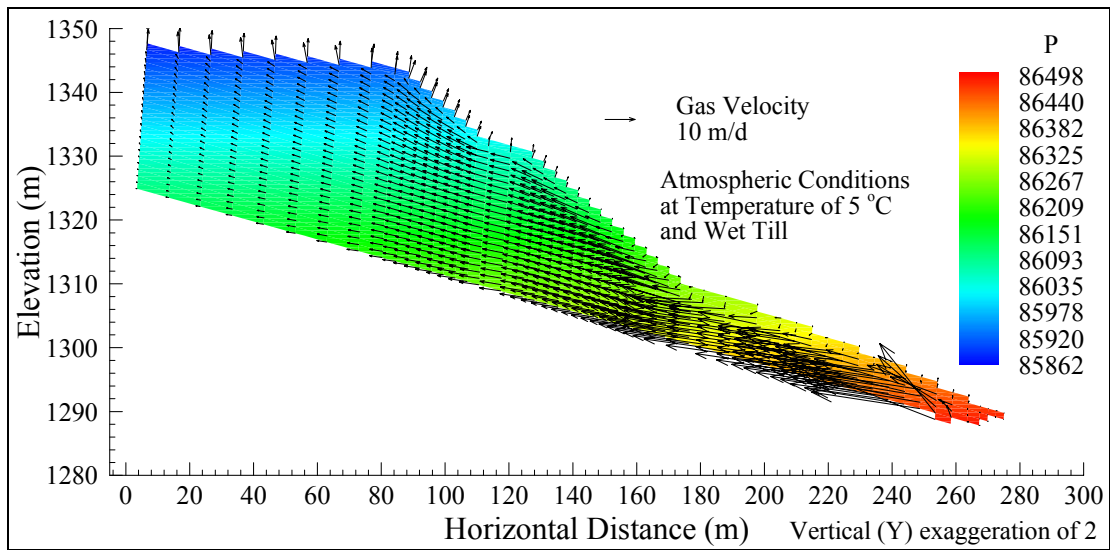


Figure A1.2. Gas pressure and velocity after 12 hours for wet till cover at low atmospheric temperature (5 °C) (top) and high atmospheric temperature (36 °C) (bottom).

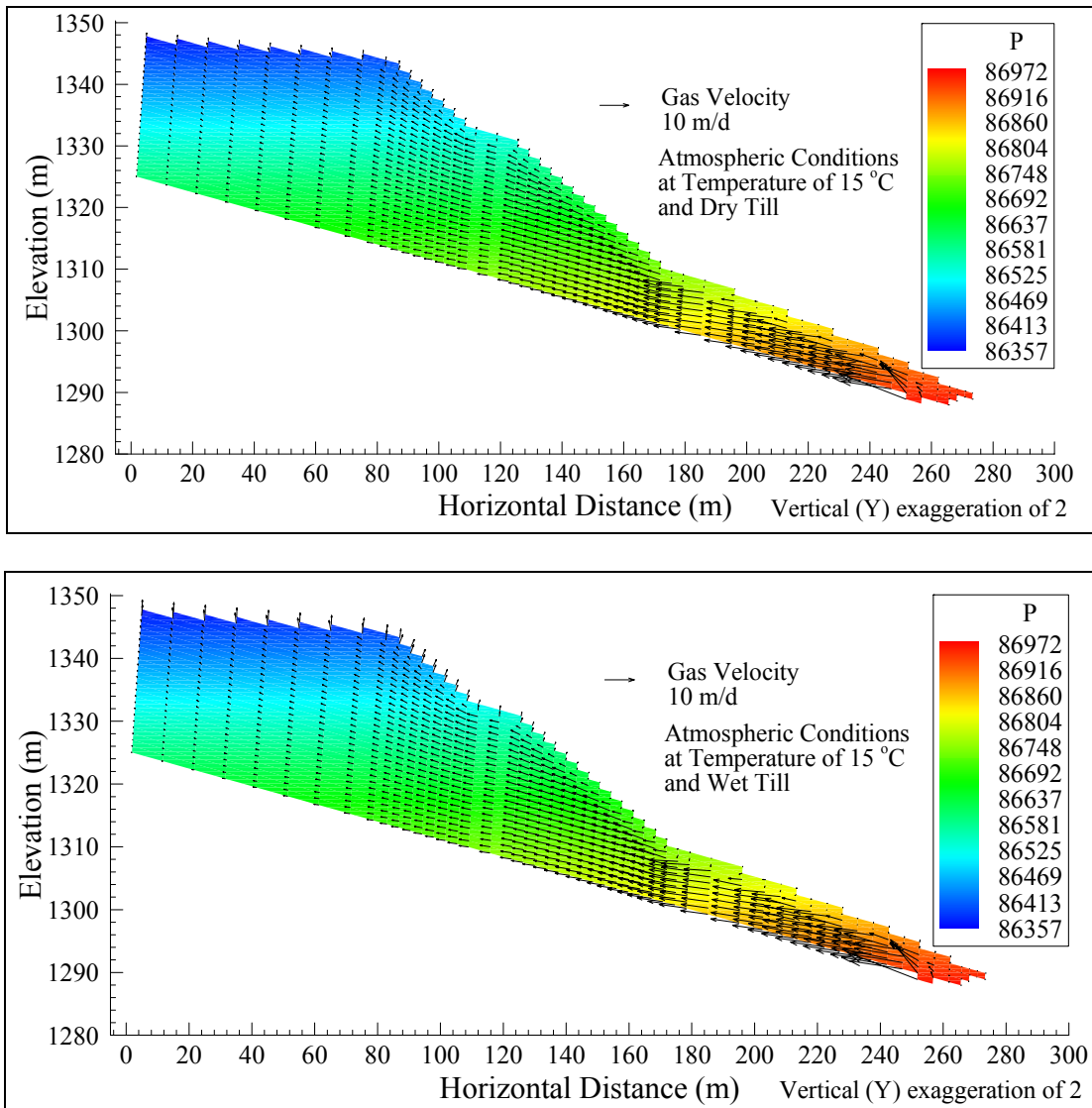


Figure A1.3. Gas pressure and velocity after 12 hours at 15 °C atmospheric temperature for dry (top) and wet (bottom) till cover.

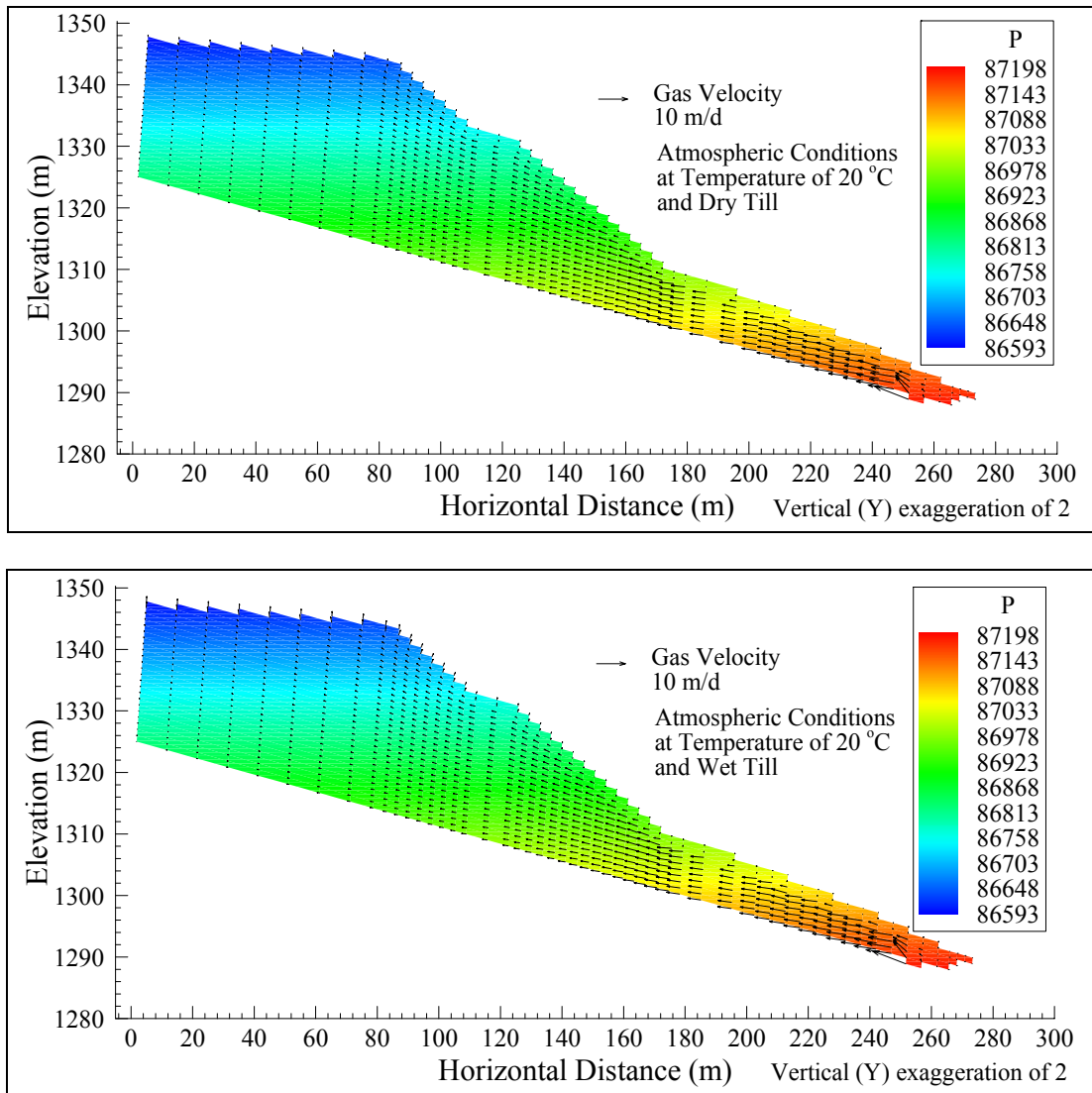


Figure A1.4. Gas pressure and velocity after 12 hours at 20 °C atmospheric temperature for dry (top) and wet (bottom) till cover.

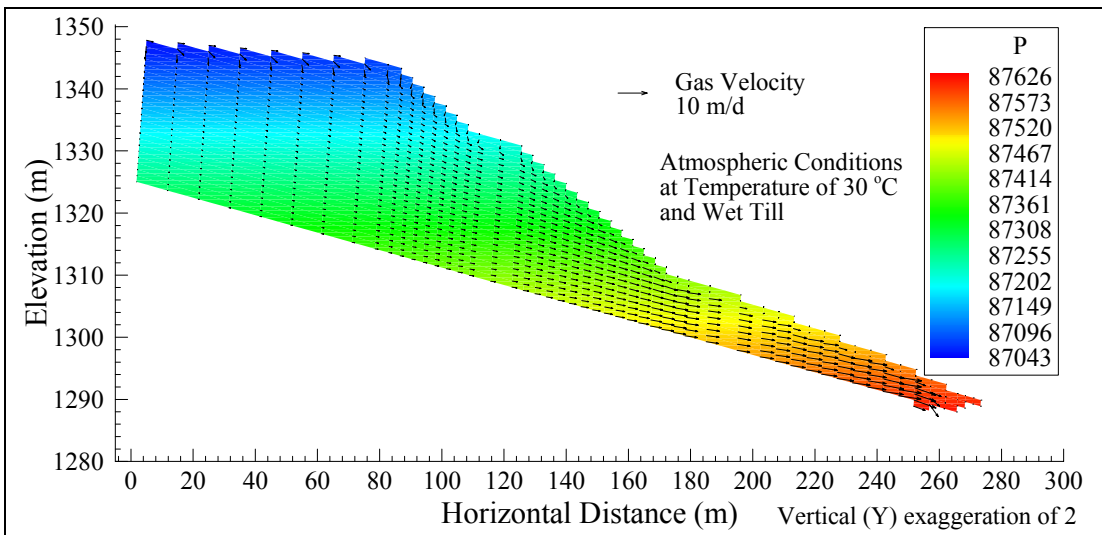
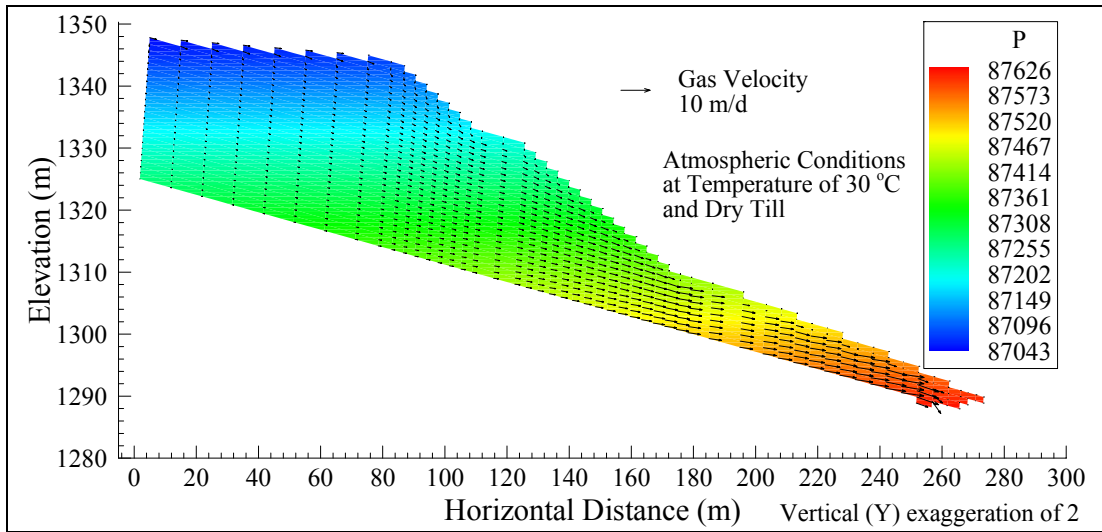


Figure A1.5. Gas pressure and velocity after 12 hours at 30 °C atmospheric temperature for dry (top) and wet (bottom) till cover.



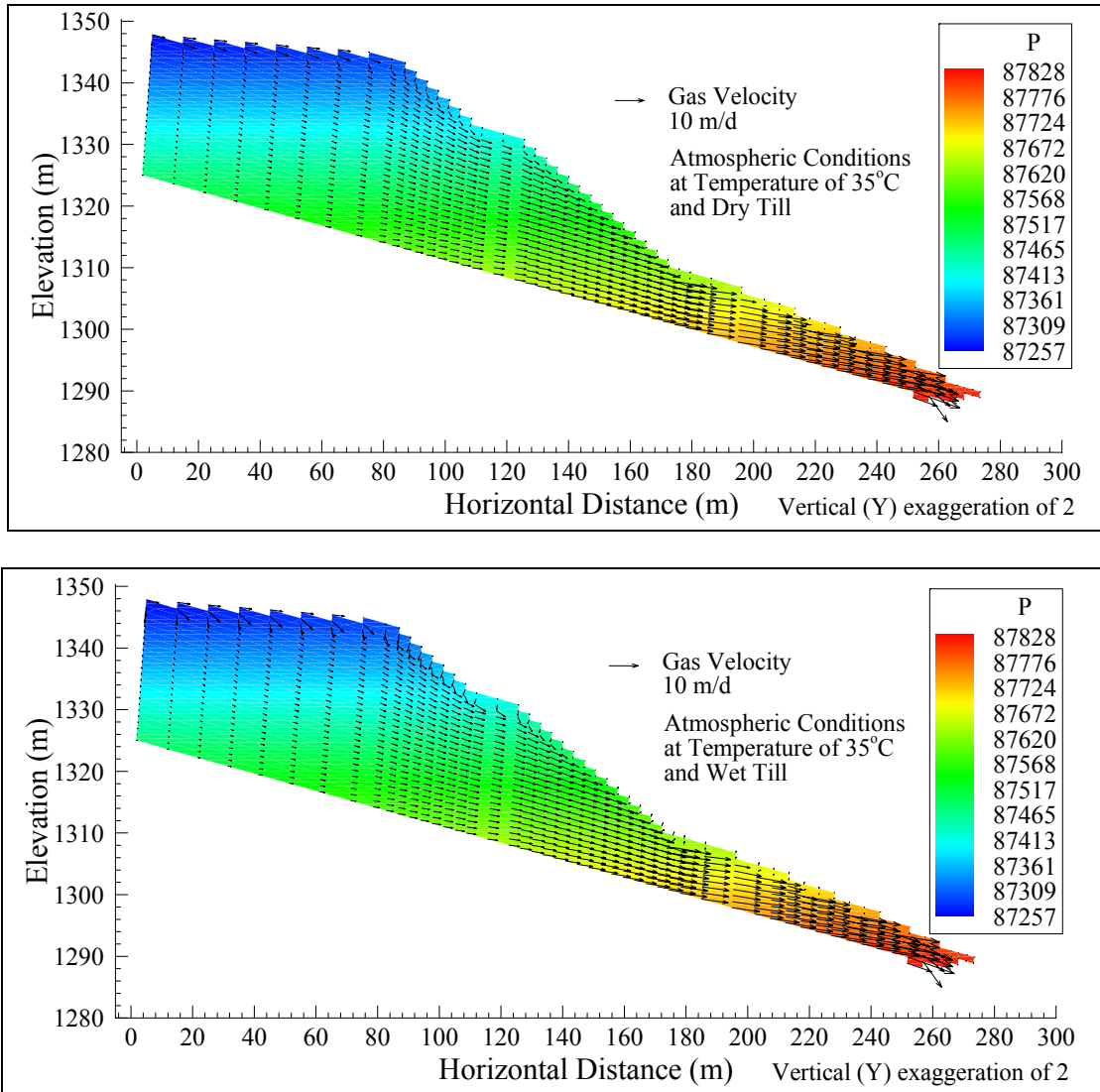


Figure A1.6. Gas pressure and velocity after 12 hours at 35 °C atmospheric temperature for dry (top) and wet (bottom) till cover.

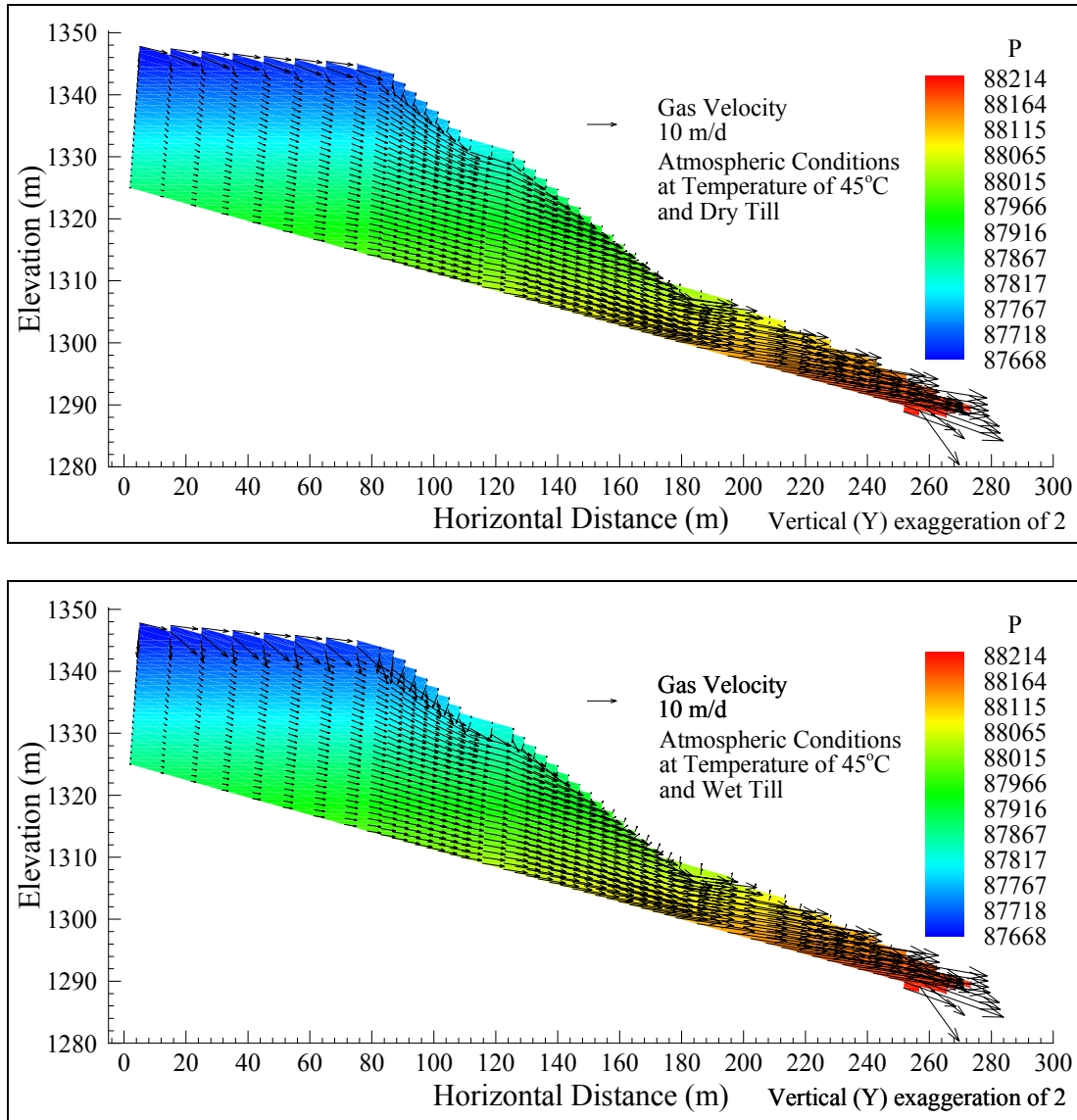


Figure A1.7. Gas pressure and velocity after 12 hours at 45 °C atmospheric temperature for dry (top) and wet (bottom) till cover.

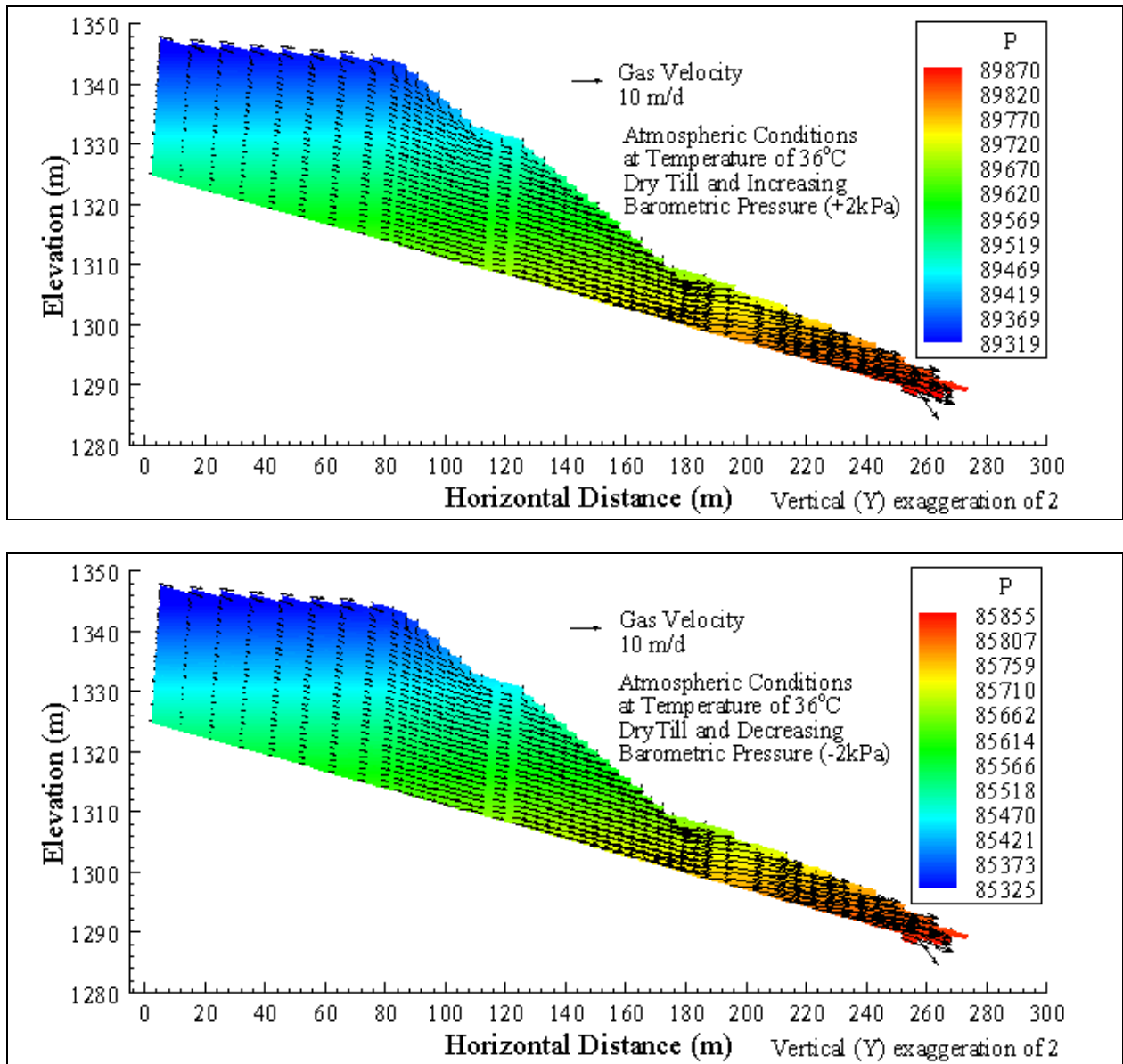


Figure A1.8. Gas pressure and velocity after 12 hours at 36 °C atmospheric temperature for dry till cover at higher (+2 kPa, top) and lower (-2 kPa, bottom) atmospheric pressure.

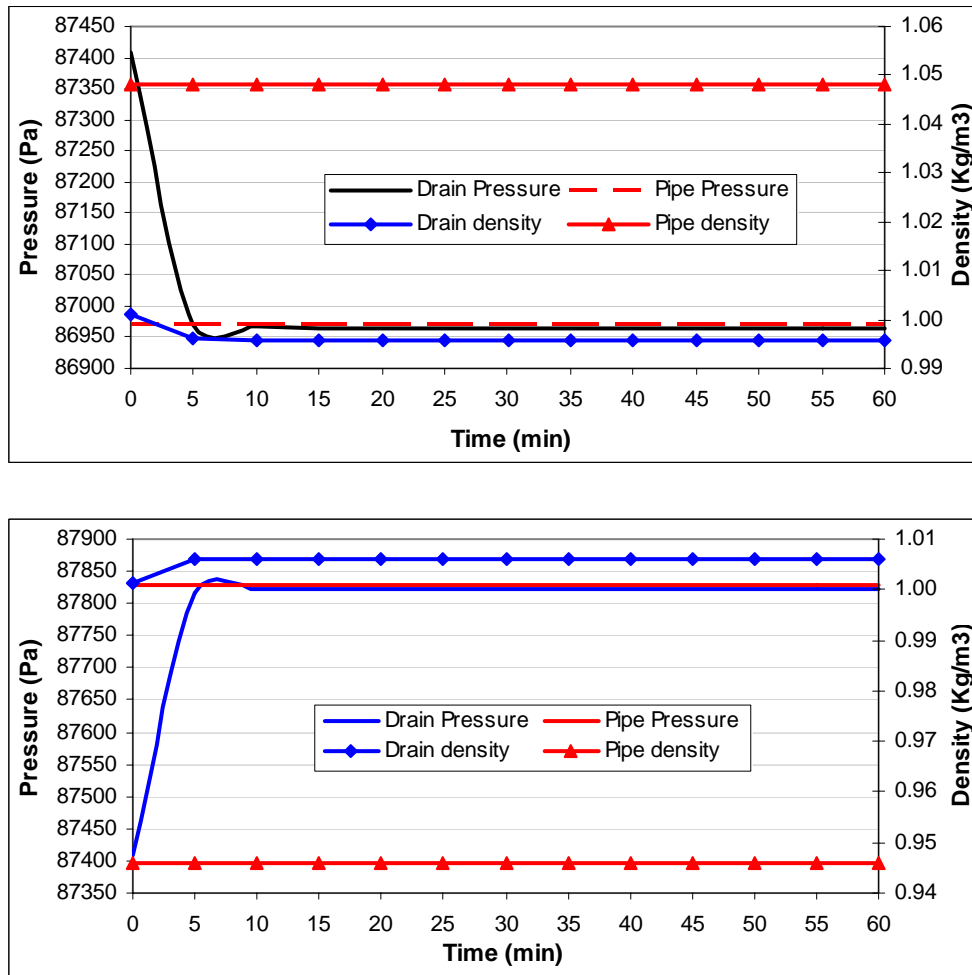


Figure A1.9. Gas pressure and density in the toe drain and pipe versus time at 15 °C (top) and 36 °C (bottom) atmospheric temperature

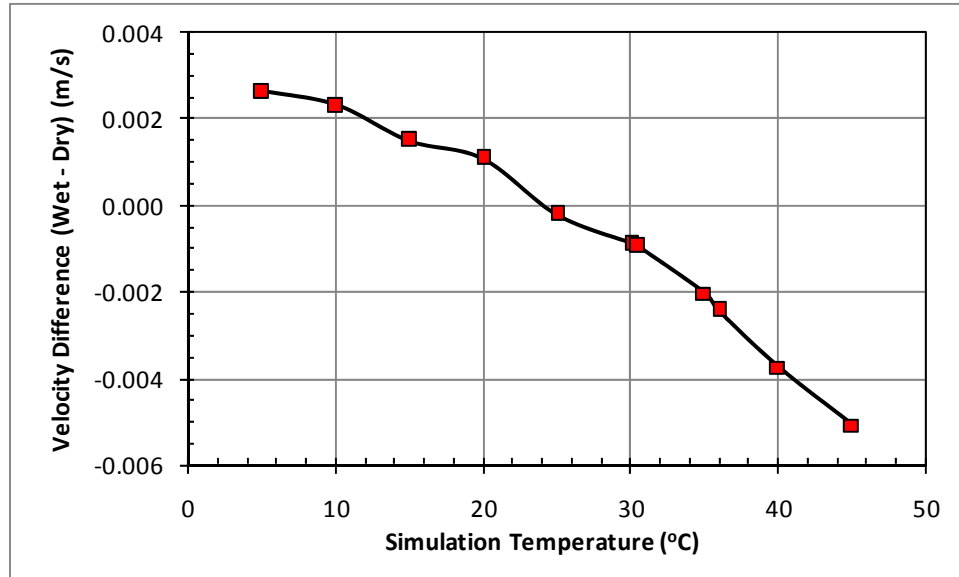


Figure A1.10. Gas velocity difference in the pipe versus temperature in the cases with wet and dry till cover (the difference is the wet till velocity minus the dry till velocity)

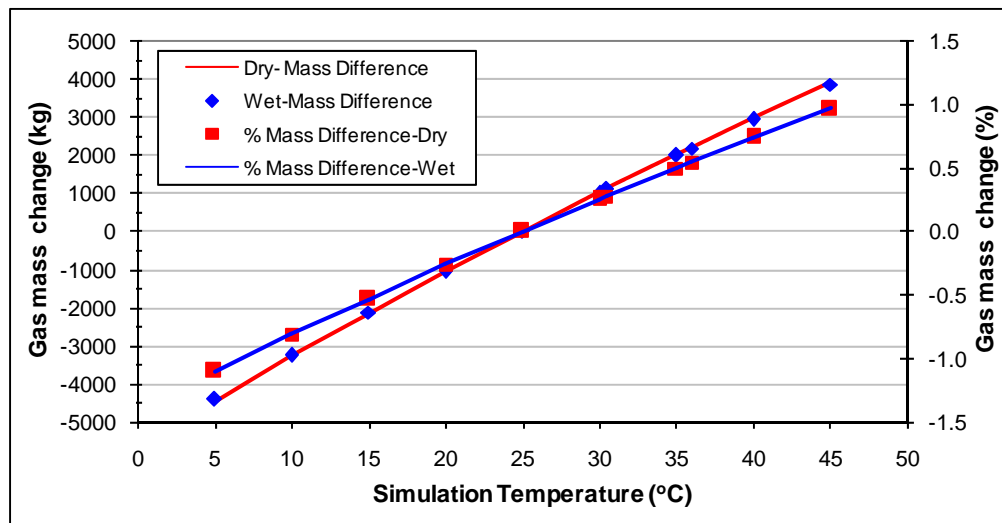


Figure A1.11. Change in gas mass in the dump versus temperature

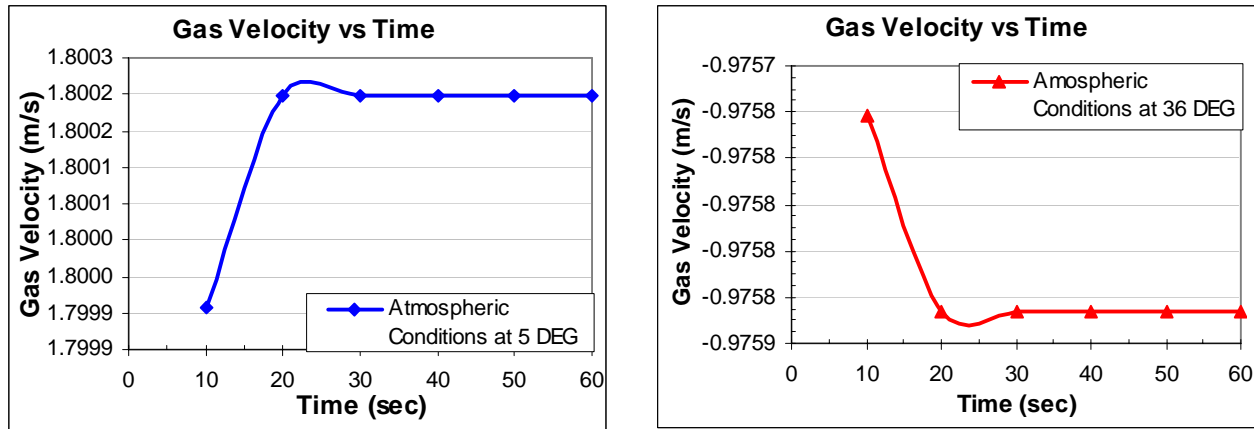


Figure A1.12. Pipe gas velocity versus time without cover at 5 °C (left) and 36 °C (right)

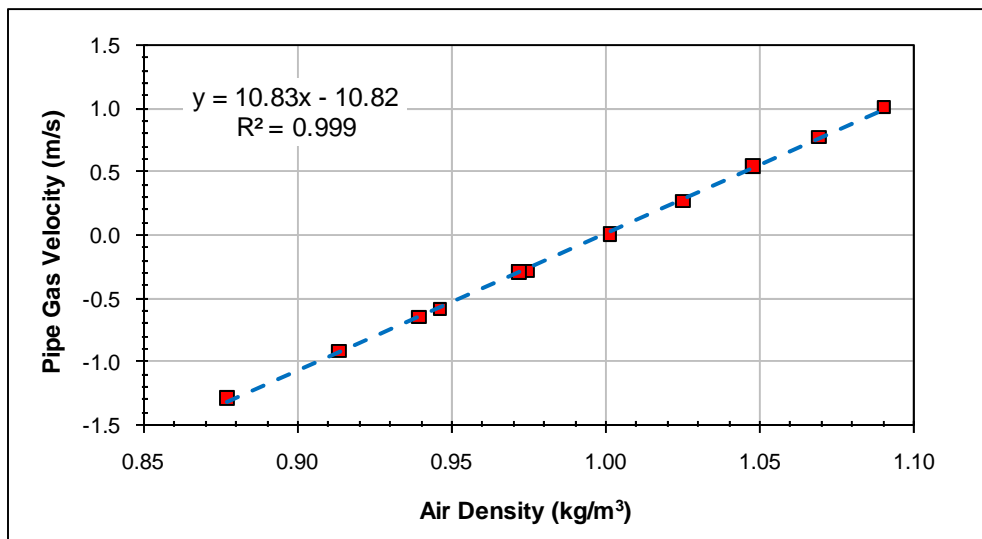


Figure A1.13. Pipe gas velocity versus air density at all simulated atmospheric temperatures

**APPENDIX 2:**

**COMPLITATION OF GAS FLUX, VELOCITY AND MASS**

**Table A2.1. Gas flux and velocity after 12 h of simulation**

Temperature (DEG)	Gas Density (kg/m <sup>3</sup> )		Gas Flow (kg/s)		Gas Velocity (m/s)	
	Drain	Pipe	Dry cover	Wet cover	Dry cover	Wet cover
5	1.08982	1.08991	1.39E-01	1.40E-01	1.02E+00	1.02E+00
10	1.06925	1.06934	1.05E-01	1.05E-01	7.79E-01	7.81E-01
15	1.04788	1.04797	7.02E-02	7.04E-02	5.33E-01	5.34E-01
20	1.02533	1.02541	3.54E-02	3.55E-02	2.74E-01	2.75E-01
25	1.00117	1.00125	-9.76E-10	-2.63E-05	-7.76E-09	-2.09E-04
30	0.97494	0.97502	-3.35E-02	-3.36E-02	-2.73E-01	-2.74E-01
30.5	0.97217	0.97225	-3.68E-02	-3.69E-02	-3.01E-01	-3.02E-01
35	0.94606	0.94613	-6.81E-02	-6.83E-02	-5.73E-01	-5.75E-01
36	0.93989	0.93996	-7.52E-02	-7.55E-02	-6.36E-01	-6.39E-01
40	0.91380	0.91387	-1.04E-01	-1.05E-01	-9.08E-01	-9.12E-01
45	0.87746	0.87752	-1.42E-01	-1.43E-01	-1.29E+00	-1.30E+00

**Table A2.2. Evolution of the global gas mass in the dump over a 12 h simulation period**

Temperature	5 (C)		10 (C)		15 (C)		20 (C)		30 (C)	
	Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas	
Time (h)	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover
0	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05
1	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
2	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
3	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
4	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
5	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
6	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
7	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
8	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
9	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
10	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
11	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
12	4.01E+05	3.95E+05	4.02E+05	3.96E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.06E+05	4.01E+05
Change (kg)	-4.44E+03	-4.38E+03	-3.28E+03	-3.23E+03	-2.14E+03	-2.12E+03	-1.05E+03	-1.04E+03	1.02E+03	1.01E+03
Change (%)	-1.10	-1.10	-0.81	-0.81	-0.53	-0.53	-0.26	-0.26	0.25	0.25

Temperature	30.5 (C)		35 (C)		36 (C)		40 (C)		45 (C)	
	Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas		Mass of Gas	
Time (h)	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover
0	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05
1	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
2	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
3	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
4	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
5	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
6	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
7	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
8	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
9	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
10	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
11	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
12	4.06E+05	4.01E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.08E+05	4.02E+05	4.09E+05	4.03E+05
Change (kg)	1.12E+03	1.10E+03	2.01E+03	1.98E+03	2.21E+03	2.18E+03	2.98E+03	2.93E+03	3.91E+03	3.85E+03
Change (%)	0.28	0.28	0.50	0.50	0.55	0.55	0.74	0.73	0.96	0.96



**Table A2.3. Difference between the initial and final gas mass in the dump after 12 hr of simulation**

Temperature (DEG)	Mass difference (kg)		Mass Difference (%)	
	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover
5	-4440	-4380	-1.10	-1.10
10	-3280	-3230	-0.81	-0.81
15	-2140	-2120	-0.53	-0.53
20	-1050	-1040	-0.26	-0.26
25	0	0	0.00	0.00
30	1020	1010	0.25	0.25
30.5	1120	1100	0.28	0.28
35	2010	1980	0.50	0.50
36	2210	2180	0.55	0.55
40	2980	2930	0.74	0.73
45	3910	3850	0.96	0.96

**Table A2.4. Gas flux and velocity versus time**

Surface (drain-Pipe) 0.1257 (m2) Gas Density 1.08990876 (kg/m3) Atmospheric Temperature 5 (C)					Surface (drain-Pipe) 0.1257 (m2) Gas Density 1.0479672 (kg/m3) Atmospheric Temperature 15 (C)				
Time (min)	Dry Cover		Wet Cover		Time (min)	Dry Cover		Wet Cover	
	Flux (kg/s)	V (m/s)	Flux (kg/s)	V (m/s)		Flux (kg/s)	V (m/s)	Flux (kg/s)	V (m/s)
5	-6.39E-01	-4.66E+00	-6.38E-01	-4.66E+00	5	-3.13E-01	-2.38E+00	-3.32E-01	-2.52E+00
10	-6.90E-02	-5.03E-01	-6.59E-02	-4.81E-01	10	-3.20E-02	-2.43E-01	-3.63E-02	-2.75E-01
15	8.83E-02	6.44E-01	9.01E-02	6.58E-01	15	3.71E-02	2.82E-01	3.62E-02	2.75E-01
20	1.20E-01	8.72E-01	1.21E-01	8.81E-01	20	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
25	1.29E-01	9.41E-01	1.30E-01	9.47E-01	25	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
30	1.29E-01	9.41E-01	1.30E-01	9.47E-01	30	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
35	1.29E-01	9.41E-01	1.30E-01	9.47E-01	35	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
40	1.31E-01	9.56E-01	1.32E-01	9.66E-01	40	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
45	1.31E-01	9.56E-01	1.32E-01	9.66E-01	45	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
50	1.31E-01	9.56E-01	1.32E-01	9.66E-01	50	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
55	1.31E-01	9.56E-01	1.32E-01	9.66E-01	55	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01
60	1.33E-01	9.72E-01	1.34E-01	9.77E-01	60	5.74E-02	4.36E-01	5.75E-02	4.36E-01

Surface (drain-Pipe) 0.1257 (m2) Gas Density 1.08990876 (kg/m3) Atmospheric Temperature 35 (C)					Surface (drain-Pipe) 0.1257 (m2) Gas Density 0.87745614 (kg/m3) Atmospheric temperature 45 (C)				
Time (min)	Dry Cover		Wet Cover		Time (min)	Dry Cover		Wet Cover	
	Flux (kg/s)	V (m/s)	Flux (kg/s)	V (m/s)		Flux (kg/s)	V (m/s)	Flux (kg/s)	V (m/s)
5	3.20E-01	2.33E+00	3.20E-01	2.33E+00	5	6.21E-01	5.63E+00	6.21E-01	5.63E+00
10	2.83E-02	2.07E-01	2.83E-02	2.07E-01	10	4.32E-02	3.92E-01	4.32E-02	3.92E-01
15	-4.09E-02	-2.99E-01	-4.09E-02	-2.99E-01	15	-9.07E-02	-8.22E-01	-9.07E-02	-8.22E-01
20	-5.49E-02	-4.01E-01	-5.50E-02	-4.01E-01	20	-1.27E-01	-1.15E+00	-1.28E-01	-1.16E+00
25	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	25	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
30	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	30	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
35	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	35	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
40	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	40	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
45	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	45	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
50	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	50	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
55	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	55	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00
60	-6.14E-02	-4.48E-01	-6.17E-02	-4.50E-01	60	-1.35E-01	-1.22E+00	-1.36E-01	-1.23E+00

**Table A2.5. Gas mass in the dump versus time**

Time (min)	Temperature = 5 (C)		Temperature = 15 (C)		Temperature = 35 (C)		Temperature = 45 (C)	
	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover
0	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05
5	4.02E+05	3.96E+05	4.04E+05	3.98E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.08E+05	4.03E+05
10	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.98E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
15	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
20	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
25	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
30	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
35	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
40	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
45	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
50	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
55	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
60	4.01E+05	3.95E+05	4.03E+05	3.97E+05	4.07E+05	4.01E+05	4.09E+05	4.03E+05
Difference	-4.43E+03	-4.37E+03	-2.13E+03	-2.10E+03	2.01E+03	1.95E+03	3.89E+03	3.83E+03

**Table A2.6. Gas pressure and density at the drain-pipe boundary versus time**

Atm Temp =5 (C); Ppipe=8.64+04 (Pa); Humid mean molar mass=0.02914						
Time (min)	Pdrain (Pa) at 25 (C)	P pipe (Pa) at 5 (C)	Water vapor fraction (drain)	Humid mean molar mass	Gas density- (kg/m3)-Drain	Air density (kg/m3)-Pipe
0	8.74E+04	8.65E+04	0.036140	0.028394	1.0011703	1.08987654
5	8.65E+04	8.65E+04	0.036520	0.028383	0.9903876	1.08987654
10	8.65E+04	8.65E+04	0.036523	0.028383	0.9902926	1.08987654
15	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902689	1.08987654
20	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
25	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
30	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
35	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
40	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
45	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
50	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
55	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
60	8.65E+04	8.65E+04	0.036524	0.028383	0.9902570	1.08987654
Atm Temp =15 (C); Ppipe=8.70+04 (Pa); Humid mean molar mass=0.02887						
Time (min)	Pdrain (Pa) at 25 (C)	P pipe (Pa) at 15 (C)	Water vapor fraction (drain)	Humid mean molar mass	Gas density- (kg/m3)-Drain	Air density (kg/m3)-Pipe
0	8.74E+04	8.70E+04	0.036140	0.028394	1.00117032	1.0479672
5	8.70E+04	8.70E+04	0.036322	0.028389	0.99596914	1.0479672
10	8.70E+04	8.70E+04	0.036324	0.028389	0.99592164	1.0479672
15	8.70E+04	8.70E+04	0.036324	0.028389	0.99590977	1.0479672
20	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
25	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
30	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
35	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
40	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
45	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
50	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
55	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
60	8.70E+04	8.70E+04	0.036325	0.028389	0.99589789	1.0479672
Atm Temp =35 (C); Ppipe=8.78+04 (Pa); Humid mean molar mass=0.02760						
Time (min)	Pdrain (Pa) at 25 (C)	P pipe (Pa) at 35 (C)	Water vapor fraction (drain)	Humid mean molar mass	Gas densité (kg/m3)Drain	Air densité (kg/m3)-Pipe
0	8.74E+04	8.78E+04	0.036140	0.028394	1.00117032	0.94612856
5	8.78E+04	8.78E+04	0.035972	0.028399	1.00602776	0.94612856
10	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00607527	0.94612856
15	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
20	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
25	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
30	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
35	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
40	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
45	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
50	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
55	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
60	8.78E+04	8.78E+04	0.035970	0.028399	1.00608714	0.94612856
Atm Temp =45 (C); Ppipe=8.82+04 (Pa); Humid mean molar mass=0.026314						
Time (min)	Pdrain (Pa) at 25 (C)	P pipe (Pa) at 45 (C)	Water vapor fraction (drain)	Humid mean molar mass	Gas density (kg/m3)-Drain	Air density (kg/m3)-Pipe
0	8.74E+04	8.82E+04	0.036140	0.028394	1.00117032	0.87751905
5	8.82E+04	8.82E+04	0.035817	0.028404	1.01055236	0.87751905
10	8.82E+04	8.82E+04	0.035813	0.028404	1.01065924	0.87751905
15	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01068299	0.87751905
20	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01068299	0.87751905
25	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
30	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
35	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
40	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
45	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
50	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
55	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905
60	8.82E+04	8.82E+04	0.035812	0.028404	1.01069487	0.87751905

**Table A2.7. Gas mass and velocity at the pipe at 36 °C atmospheric temperature and normal atmospheric pressure**

<b>Normal Pressure at Atmospheric Temperature of 36 °C</b>						
Surface (Drain-Pipe)	0.1257	(m <sup>2</sup> )				
Atmospheric Temperature	36	(C)				
Gas Density	0.93988531	(kg/m <sup>3</sup> )				
Time (min)	Dry Cover			Wet Cover		
	Gas mass (kg)	Gas Flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)	Gas Mass (kg)	Gas Flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)
0	4.05E+05			4.00E+05		
5	4.07E+05	3.31E-01	2.80E+00	4.01E+05	3.31E-01	2.80E+00
10	4.07E+05	2.57E-02	2.18E-01	4.02E+05	2.57E-02	2.18E-01
15	4.07E+05	-4.70E-02	-3.98E-01	4.02E+05	-4.70E-02	-3.98E-01
20	4.08E+05	-6.26E-02	-5.30E-01	4.02E+05	-6.27E-02	-5.31E-01
25	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
30	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
35	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
40	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
45	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
50	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
55	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
60	4.08E+05	-6.89E-02	-5.83E-01	4.02E+05	-6.92E-02	-5.85E-01
Difference (kg)	2210			2170		
Difference (%)	0.5452751			0.54317897		

**Table A2.8. Steady state gas mass in the dump at different barometric pressures**

Time (h)	Gas Mass (kg)					
	Normal Pressure		Increased Pressure (+2kPa)		Decreased Pressure (-2 kPa)	
	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover	Wet Cover	Dry Cover
t (0)	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05
t (12h)	4.02E+05	4.08E+05	4.11E+05	4.17E+05	3.92E+05	3.98E+05
Mass (t12h-t0)	2.18E+03	2.21E+03	1.15E+04	1.17E+04	-7.15E+03	-7.25E+03

**Table A2.9. Gas mass and velocity at the pipe at 36 °C atmospheric temperature and high (+ 2 kPa) atmospheric pressure**

High Barometric Pressure						
Surface (Drain-Pipe)	0.1257		(m <sup>2</sup> )			
Atmospheric Temperature	36		(C)			
Gas Density	0.96143124		(kg/m <sup>3</sup> )			
Time (min)	Dry Cover			Wet Cover		
	Gas mass (kg)	Gas Flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)	Gas Mass (kg)	Gas flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)
0	4.05E+05			4.00E+05		
5	4.15E+05	1.99E+00	1.65E+01	4.09E+05	2.02E+00	1.67E+01
10	4.16E+05	4.01E-01	3.32E+00	4.10E+05	4.33E-01	3.58E+00
15	4.17E+05	3.92E-02	3.24E-01	4.11E+05	3.91E-02	3.24E-01
20	4.17E+05	-4.26E-02	-3.52E-01	4.11E+05	-4.16E-02	-3.44E-01
25	4.17E+05	-6.35E-02	-5.25E-01	4.11E+05	-6.11E-02	-5.06E-01
30	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-6.11E-02	-5.06E-01
35	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-6.93E-02	-5.73E-01
40	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-6.93E-02	-5.73E-01
45	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-6.93E-02	-5.73E-01
50	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-7.51E-02	-6.21E-01
55	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-7.51E-02	-6.21E-01
60	4.17E+05	-7.02E-02	-5.81E-01	4.11E+05	-7.51E-02	-6.21E-01
Difference (kg)	11680			11510		
Difference (%)	2.88E+00			2.88E+00		

**Table A2.10. Gas mass and velocity at the pipe at 36 °C atmospheric temperature and low (- 2 kPa) atmospheric pressure**

<b>Low Barometric Pressure</b>						
Surface (Drain-Pipe)	0.1257	(m <sup>2</sup> )				
Atmospheric Temperature	36	(C)				
Gas Density	0.91835902	(kg/m <sup>3</sup> )				
Time (min)	Dry cover			Wet cover		
	Gas mass (kg)	Gas Flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)	Gas Mass (kg)	Gas Flow (kg/s)	Gas Velocity (m/s)
0	4.05E+05			4.00E+05		
5	4.00E+05	-1.34E+00	-1.16E+01	3.94E+05	-1.32E+00	-1.14E+01
10	3.98E+05	-4.04E-01	-3.50E+00	3.93E+05	-4.13E-01	-3.58E+00
15	3.98E+05	-1.54E-01	-1.33E+00	3.92E+05	-1.65E-01	-1.43E+00
20	3.98E+05	-9.87E-02	-8.55E-01	3.92E+05	-9.74E-02	-8.44E-01
25	3.98E+05	-9.15E-02	-7.92E-01	3.92E+05	-8.78E-02	-7.61E-01
30	3.98E+05	-8.31E-02	-7.20E-01	3.92E+05	-8.03E-02	-6.96E-01
35	3.98E+05	-8.31E-02	-7.20E-01	3.92E+05	-8.03E-02	-6.96E-01
40	3.98E+05	-8.31E-02	-7.20E-01	3.92E+05	-8.03E-02	-6.96E-01
45	3.98E+05	-7.65E-02	-6.63E-01	3.92E+05	-8.03E-02	-6.96E-01
50	3.98E+05	-7.65E-02	-6.63E-01	3.92E+05	-8.03E-02	-6.96E-01
55	3.98E+05	-7.65E-02	-6.63E-01	3.92E+05	-7.81E-02	-6.77E-01
60	3.98E+05	-7.65E-02	-6.63E-01	3.92E+05	-7.81E-02	-6.77E-01
Difference (kg)	-7.25E+03			-7140		
Difference (%)	-1.79E+00			-1.78723404		

**Table A2.10. Gas mass in the dump after 12 hr for atmospheric temperatures of 5 and 36 °C with and without a pipe linked to the atmosphere**

With Pipe	Gas Mass (kg)			
Time	5°C		36°C	
(h)	Dry Till	Wet Till	Dry Till	Wet Till
t=0	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05
t= 12h	4.01E+05	3.95E+05	4.08E+05	4.02E+05
(t =12h)-(t =0)	-4.44E+03	-4.38E+03	2.21E+03	2.18E+03
Without Pipe	Gas Mass (kg)			
Time	5°C		36°C	
(h)	Dry Till	Wet Till	Dry Till	Wet Till
t=0	4.05E+05	4.00E+05	4.05E+05	4.00E+05
t = 12h	4.01E+05	3.95E+05	4.08E+05	4.02E+05
(t =12h)-(t =0)	-4.46E+03	-4.40E+03	2.22E+03	2.19E+03
(With Pipe) - (Without Pipe)	20	20	-10	-10





**APPENDIX 3:**

**ESTIMATION OF MATERIAL PROPERTIES**

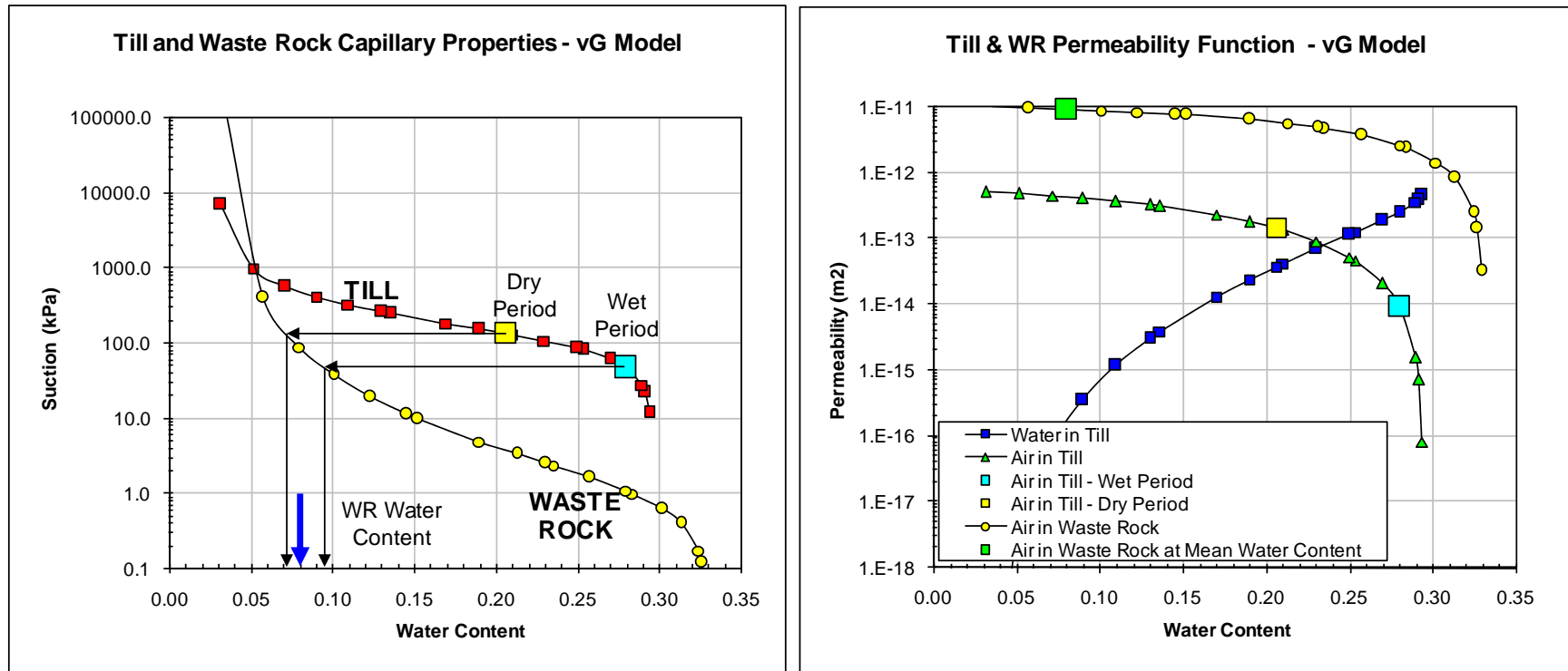


Figure A3.1. Estimated water retention curves (left) and effective permeabilities (right) for the till and waste rock

**Table A3.1. Estimated representative water contents and effective air permeabilities of the till cover**

Assumed average porosity (saturated water content):	0.295
m	0.55
n	2.22
Residual water saturation Swr	0.10
Permeability (m2)	5.10E-13

**DRY CONDITIONS**

Range (cm)	Thickness (m)	Water Content	Water Saturation	Effective Sw	kr air	ke air (m2)
0 to 15	0.15	0.10	0.339	0.266	0.772	3.94E-13
15 to 25	0.10	0.14	0.475	0.417	0.595	3.03E-13
25 to 50	0.25	0.20	0.679	0.643	0.311	1.59E-13
50 to 110	0.60	0.22	0.746	0.718	0.222	1.13E-13
110 to 125	0.15	0.20	0.679	0.643	0.311	1.59E-13
Equivalent Vertical ke (m2) (geometric mean):						1.46E-13
Saturation conditions leading to equivalent vertical ke (m2)						
		0.206	0.699	0.665	0.284	1.45E-13

**WET CONDITIONS**

Range (cm)	Thickness (m)	Water Content	Water Saturation	Effective Sw	kr air	ke air (m2)
0 to 50	0.5	0.28	0.950	0.944	0.018	9.41E-15
50 to 110	0.60	0.26	0.882	0.869	0.070	3.58E-14
110 to 125	0.15	0.24	0.814	0.794	0.140	7.14E-14
Equivalent Vertical ke (m2) (geometric mean):						1.74E-14
Saturation conditions leading to equivalent vertical ke (m2)						
		0.273	0.926	0.918	0.034	1.73E-14

**HIGHLY WET CONDITIONS (Supposed high and uniform)** (Would be representative of May 2006)

Range (cm)	Thickness (m)	Water Content	Water Saturation	Effective Sw	kr air	ke air (m2)
0 to 125	1.25	0.28	0.950	0.944	0.018	9.41E-15

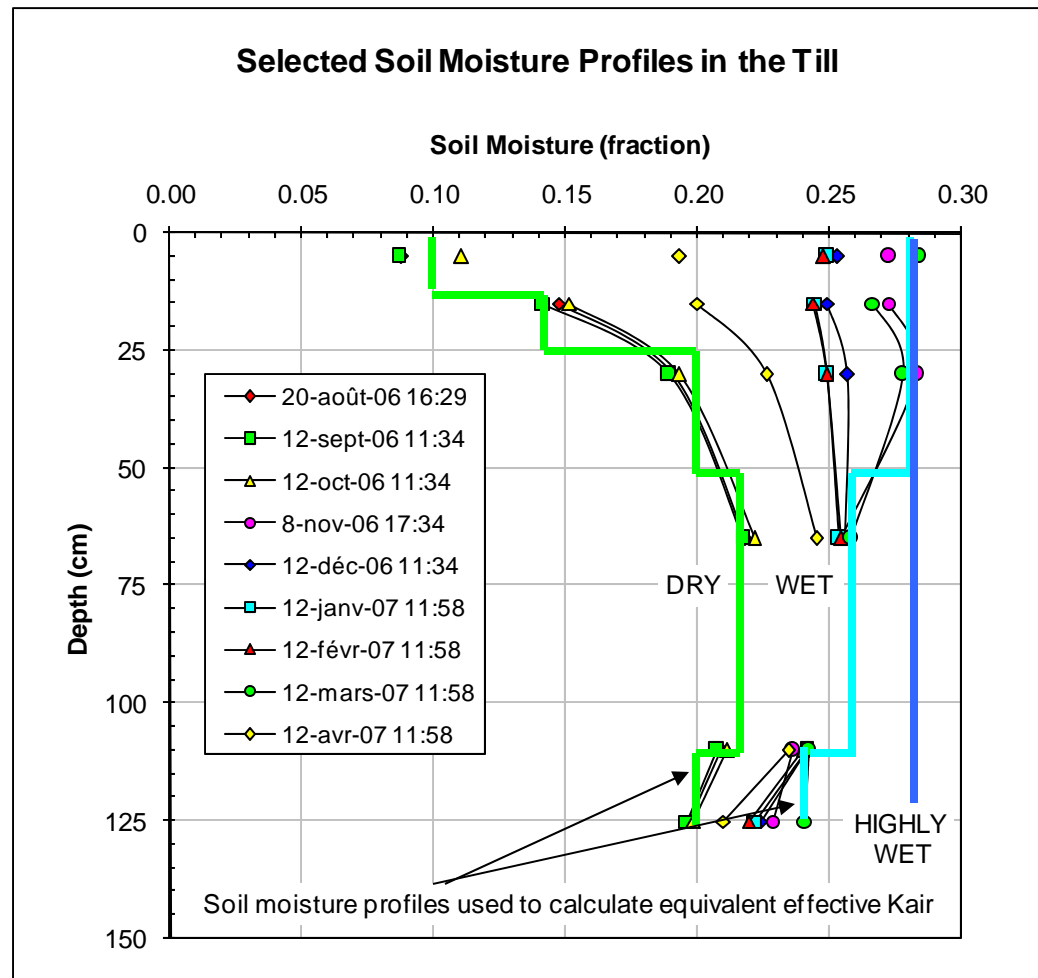


Figure A3.2. Soil moisture profiles used to estimate the equivalent water content and effective air permeability of the till cover

## **ANNEXE 4**

### **ANNEXE DU CHAPITRE 4**

#### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 1 – EFFET DE L'ANISOTROPIE RELIÉE AU MODE DE CONSTRUCTION**



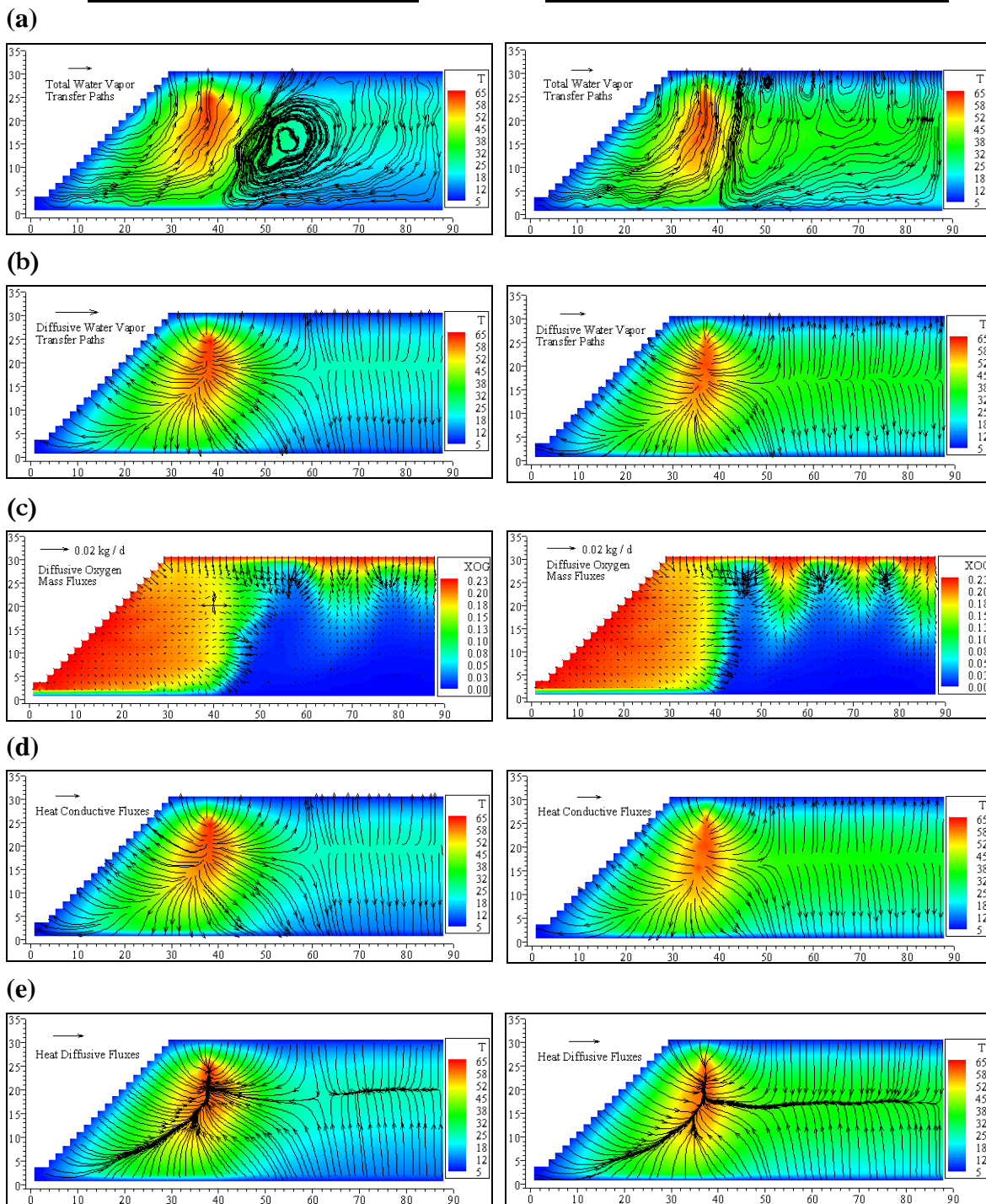
**Méthode de construction par bancs****Méthode de construction par end-dumping**

Figure A4.1. Suite des résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas hétérogène de base (C) en mode de construction par bancs et end-dumping : (a) température et flux total de la vapeur d'eau; (b) température et flux diffusif de la vapeur d'eau; (c) fraction de masse d'oxygène et flux diffusif d'oxygène; (d) température et flux de chaleur par conduction; (e) température et flux de chaleur par diffusion

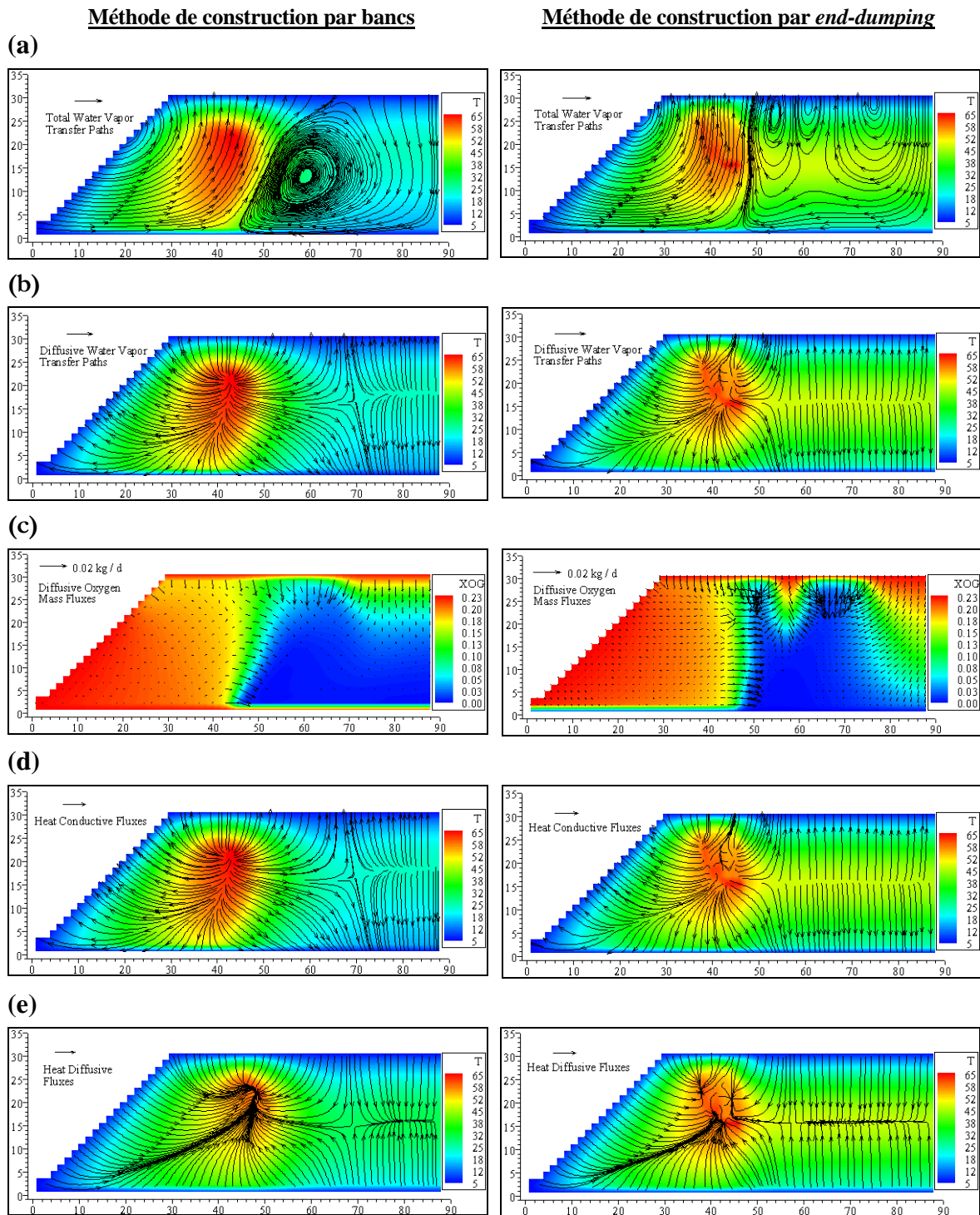


Figure A4.2. Suite des résultats obtenus après 10 ans de simulation pour le cas homogène équivalent du cas de base (C) en mode de construction par bancs et end-dumping : (a) température et flux total de la vapeur d'eau; (b) température et flux diffusif de la vapeur d'eau; (c) fraction de masse d'oxygène et flux diffusif d'oxygène; (d) température et flux de chaleur par conduction; (e) température et flux de chaleur par diffusion



**Numerical simulations of acid rock drainage in the Questa Mine  
Rock piles, New Mexico, U.S.A**

**INRS-Géoressources report 2001-01 submitted to Robertson Geoconsultants Inc.  
Consulting, Vancouver, February 19, 2001, 46p.**

Lefebvre, R., Lamontagne, A., 2001

**Note: Le rapport se trouve dans le disque compact (version originale).**

Dans ce rapport, on trouve l'information nécessaire et la description des matériaux sur lesquelles on a choisie les propriétés des matériaux utilisés dans le chapitre 4 pour représenter numériquement l'effet de l'hétérogénéité sur les processus de transfert et la production du DMA dans haldes à stériles



## **ANNEXE 5**

### **ANNEXE DU CHAPITRE 5**

#### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 2 – EFFET DE LA DISTRIBUTION DES PROPRIÉTÉS**



### **A5.1 Analyse fréquentielle de flux et des vitesses pour quantifier l'effet de l'étalement des propriétés des matériaux sur les processus de transfert et la génération de DMA – Chapitre 5, section 5.3.2**

Cette section présente les résultats d'une analyse statistique qui a pour but de calculer la distribution des valeurs dans un échantillon donné à un temps donné. Si on considère les flux et/ou les vitesses comme une variable numérique ( $X$ ) issue d'un ensemble des données ou conditions bien définies, on peut considérer comme événement ( $e$ ) favorable, le fait que ( $X$ ) soit inférieur ou égal et/ou supérieur à une valeur de ( $x$ ) de l'échantillon ( $E$ ). La possibilité de voir apparaître cet événement est une fonction numérique de ( $x$ ), comprise entre 0 et 1, que l'appelle fonction de distribution.

Dans notre cas, la variable est le flux ou la vitesse et la taille de l'échantillon correspond au nombre d'éléments dans le maillage numérique. Dans chaque élément, après un temps ( $t$ ) de simulation, on obtient les valeurs numériques des variables qui reflètent l'état de système. L'amplitude des variables dépend des propriétés physico-chimiques du système et des conditions initialement imposées. Cette analyse nous donne une autre perspective sur l'effet de l'étalement des propriétés de matériaux sur les processus de transfert et la génération de DMA (voir chapitre 5 – section 5.3.2). Ces propriétés caractérisent et gouvernent les flux et les vitesses. La figure A5.1 résume les résultats obtenus suite à cette analyse fréquentielle pour le cas C (cas de base) et les cas paramétriques A, B et D, en termes des vitesses de l'eau liquide, de vitesses du gaz, de flux total de la vapeur d'eau et de flux total d'oxygène. Pour alléger le texte et rendre les figures moins chargées, les résultats sont présentés uniquement pour le mode de construction par bancs.

Les vitesses de liquide sont gouvernées par deux facteurs, la perméabilité des matériaux et la température maximale locale. La comparaison entre les valeurs maximales enregistrées indique que le cas de référence C présente les vitesses du liquide les plus élevées localement, suivi dans l'ordre par les cas A, B et D. Ceci est attribué directement au champ de variation de la perméabilité des matériaux pour ces cas. Plus la perméabilité s'étale sur des valeurs plus faibles, plus la saturation en eau augmente et favorise localement son écoulement préférentiel. Le cas de référence a montré un flux du liquide plus élevé, malgré que les autres cas paramétriques ont des matériaux à perméabilité plus faible par rapport au

cas de référence (C), ceci est attribué directement à l'effet de la température qui diminue la viscosité de liquide et facilite son écoulement. Encore une fois, c'est le cas de base (cas C) qui présente la vitesse du liquide moyenne la plus élevée, suivi dans l'ordre par les cas D, A et B. Dans le cas de référence (cas C), on estime 0.15% des vitesses supérieures à 0.1 m/j, 43.8% des vitesses se localisent entre 0.005 m/j et 0.09 m/j, la majorité qui représente 51% des vitesses est inférieure à 0.005 m/j. Les vitesses du liquide dans le cas A peuvent se résumer principalement à : 25 % entre 0.02 m/j et 0.1 m/j, 65% inférieures à 0.005 m/j. Le cas D se manifeste par 4% des vitesses du liquide varient entre 0.02 m/j et 0.04 m/j, 39% se localisent dans la fourchette de 0.005 m/j à 0.02 m/j, et 57% sont inférieures à 0.005 m/j. Concernant le cas B, il y a 65 % des vitesses du liquide à 0.005 m/j, 30% se localisent entre 0.005 m/j et 0.02 m/j, et un faible pourcentage de 5% représente des vitesses entre 0.02 m/j et 0.06 m/j (voir tableau A5.3).

Le flux de la vapeur d'eau fait partie de flux du liquide. Seulement, les flux et les vitesses élevés du liquide ne signifient pas un grand flux de la vapeur d'eau, car la vaporisation dépend de la température. Le cas de référence C présente les flux de vapeur les plus élevées en termes de valeur maximale (locale) et moyenne (l'ensemble de la halde) (tableaux A5.1, A5.2, A5.3) suivi dans l'ordre par les cas D, A et B. Aussi, les températures obtenues renvoient ces cas de simulation au même ordre de classement. On estime dans le cas de référence C, 1.5% des flux de la vapeur d'eau supérieur à 1 kg/j, 22% des flux de vapeur entre 0.1 kg/j et 1 kg/j, mais la quasi totalité qui représente environs 70 % est inférieure à 0.1 kg/j. Le cas D, présente 8 % des flux de la vapeur supérieur à 2 kg/j, 84 % des flux de la vapeur varient dans la fourchette de 0.1 kg/j à 0.2 kg/j, un pourcentage de 7% des flux de la vapeur d'eau inférieurs à 0.1 kg/j. Les flux de la vapeur d'eau pour le cas A sont majoritairement (99%) inférieurs à 0.1 kg/j. Le cas B, se manifeste par des flux de la vapeur d'eau encore plus petits et totalement inférieurs à 0.01 kg/j pour un pourcentage de 99% (voir tableau A5.3).

Les vitesses du gaz les plus élevées sont enregistrées dans le cas de référence (cas C), la vitesse maximale dans ce cas est de 99 m/j (tableau A5.2, A5.3) mais représente uniquement 0.049% de l'ensemble des vitesses du gaz dans la halde. Moyennement, le cas de référence donne une vitesse du gaz de 6.17 m/j (tableau A5.3). Le cas qui montre les

vitesse du gaz les plus faibles est le cas B, avec une valeur maximale de 3.03 m/j (tableau A5.1) et une valeur moyenne de 0.15 m/j à 0.20 m/j (tableau A5.2). On constate que les vitesses du gaz diminue avec l'ajout des matériaux de faible perméabilité, cela confirme bien l'écoulement préférentiel de gaz dans les éléments grossiers et le flux de liquide dans les éléments fins qui augmente d'un cas à l'autre à mesure qu'on ajoute des éléments plus fins. Le cas de référence C, se manifeste par 80 % des vitesses du gaz inférieures à 10 m/j, 19 % des vitesses se localisent entre 10 m/j et 40 m/j et seulement 1% des vitesses sont supérieures à 40 m/j (100 m/j comme limite max). Le cas D, se manifeste par 95% des vitesses du gaz inférieures à 10 m/j et 5% se localisent entre 10 m/j et 30 m/j. Le cas B, se résume par 96% des vitesses du gaz inférieures à 1m/j et 4% entre 1m/j et 4m/j. Les vitesses du gaz pour le cas A, sont à 99% inférieures à 10 m/j. (tableau A5.3).

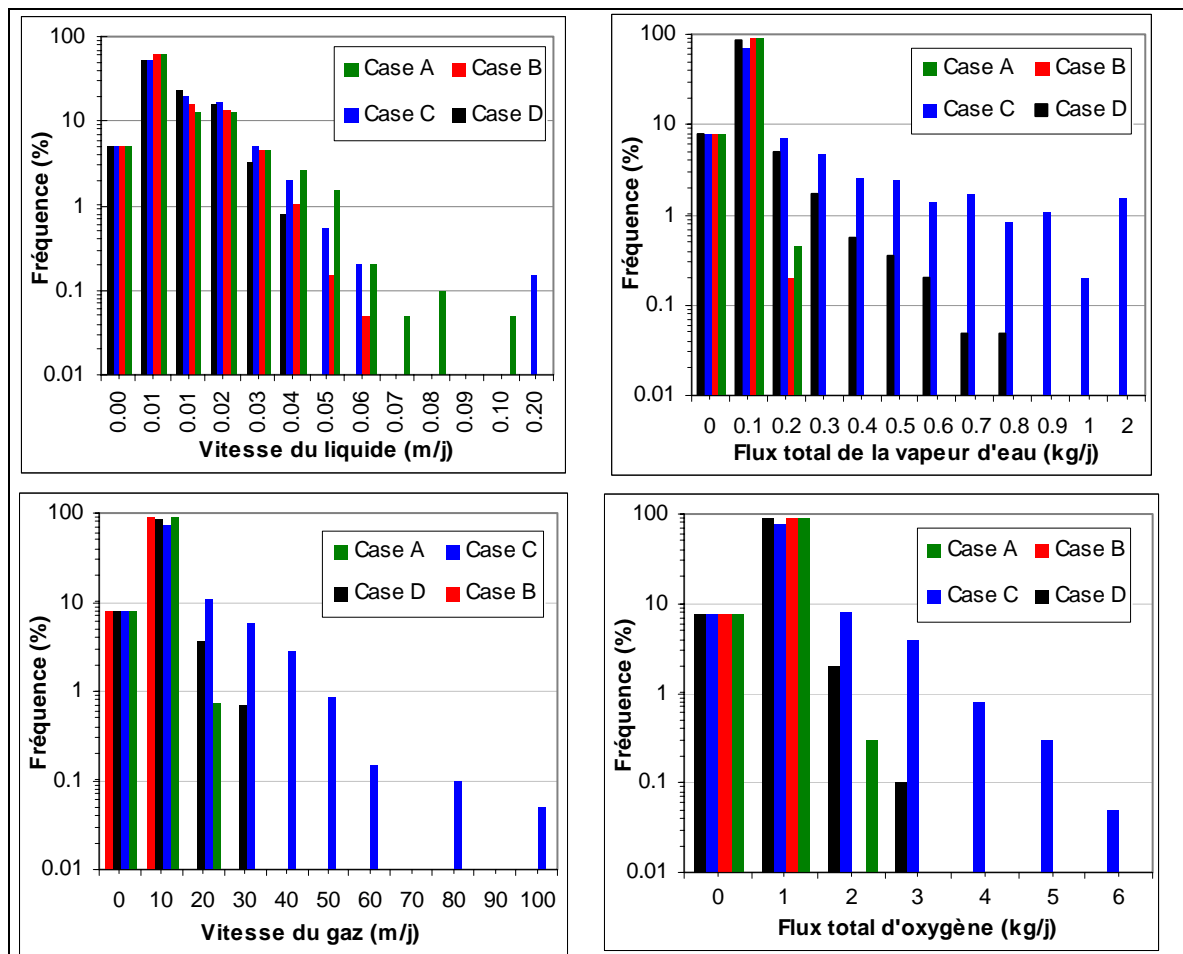


Figure A5.1. Analyse fréquentielle pour les cas paramétriques A, B, D en comparaison avec le cas de référence C – méthode de construction par bancs suivant la distribution spatiale de matériaux (T3)

Les flux d'oxygène sont en concordance avec les vitesses du gaz, le flux d'oxygène maximum est enregistré dans les cas de référence (cas C) avec un flux de 5.21 kg/j qui correspondre à 0.049 % des flux (tableau A5.1) et une valeur moyenne pour l'ensemble de la halde de 0.373 kg/j (tableau A5.2). Logiquement, les flux d'oxygène les plus faibles sont enregistrés dans le cas B puisque c'est le cas qui contient les matériaux de plus faible perméabilité (tableau A5.1). Le cas de référence (cas C), présente 86% des flux d'oxygène inférieur à 1 kg/j, 12% se localisent entre 1 kg/j et 3 kg/j et seulement 2% varient entre 3 kg/j et 6 kg/j. Le cas D, montre des flux d'oxygène inférieur à 1 kg/j, ces flux représentent la totalité à 98% des flux d'oxygène pour l'ensemble de la halde. 99% des flux d'oxygène dans le cas A sont inférieures à 1 kg/j. Pour le cas B, 99 % des flux d'oxygène sont inférieurs à 0.1 kg/j. (voir tableau A5.3).

Tableau A5.1. Maximum des flux et vitesses enregistrés après 10 ans de simulation pour les cas A, B, D comparés au cas de référence (C)

Cas de simulation	Méthode de construction	Vitesse du liquide (m/j)	Vitesse du gaz (m/j)	Flux de la vapeur d'eau (kg/j)	Flux d'oxygène (kg/j)
Cas A	Bancs	$9.76 \times 10^{-02}$	17.52	$1.69 \times 10^{-01}$	1.45
	End-dumping	$7.60 \times 10^{-02}$	15.58	$1.49 \times 10^{-01}$	1.25
Cas B	Bancs	$5.11 \times 10^{-02}$	3.82	$1.63 \times 10^{-02}$	0.25
	End-dumping	$3.97 \times 10^{-02}$	3.08	$1.37 \times 10^{-02}$	0.19
Cas C	Bancs	$1.84 \times 10^{-01}$	99.93	$1.92 \times 10^{+00}$	5.21
Cas de base	End-dumping	$2.05 \times 10^{-01}$	85.96	$4.52 \times 10^{+00}$	5.13
Cas D	Bancs	$3.75 \times 10^{-02}$	30.64	$7.59 \times 10^{-01}$	2.79
	End-dumping	$3.62 \times 10^{-02}$	24.56	$4.66 \times 10^{-01}$	2.23

Tableau A5.2. Moyenne des vitesses et des flux enregistrés après 10 ans de simulation pour les cas A, B, D comparés au cas de référence (C)

Cas de simulation	Méthode de construction	Vitesse du liquide (m/j)	Vitesse du gaz (m/j)	Flux de la vapeur d'eau (kg/j)	Flux d'oxygène (kg/j)
Cas A	Bancs	$6.63 \times 10^{-03}$	0.84	$4.94 \times 10^{-03}$	$3.49 \times 10^{-02}$
	End-dumping	$5.52 \times 10^{-03}$	0.69	$3.85 \times 10^{-03}$	$2.96 \times 10^{-02}$
Cas B	Bancs	$5.60 \times 10^{-03}$	0.20	$5.76 \times 10^{-04}$	$5.58 \times 10^{-03}$
	End-dumping	$4.90 \times 10^{-03}$	0.15	$4.46 \times 10^{-04}$	$5.14 \times 10^{-03}$
Cas C	Bancs	$7.29 \times 10^{-03}$	6.17	$1.07 \times 10^{-01}$	$3.73 \times 10^{-01}$
Cas de base	End-dumping	$6.36 \times 10^{-03}$	5.43	$1.06 \times 10^{-01}$	$3.42 \times 10^{-01}$
Cas D	Bancs	$6.01 \times 10^{-03}$	2.23	$2.60 \times 10^{-02}$	$1.06 \times 10^{-01}$
	End-dumping	$5.19 \times 10^{-03}$	1.56	$1.42 \times 10^{-02}$	$7.82 \times 10^{-02}$



Tableau A5.3. Détail de l'Analyse fréquentielle des flux et des vitesses (cas A, B, C et D) après 10 ans de simulation

Vitesse de liquide											
Cas A			Cas B			Cas C			Cas D		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
0.1	1	0.050	0.06	1	0.050	0.2	3	0.149			
0.09	0	0.000	0.05	3	0.149	0.1	0	0.000			
0.08	2	0.099	0.04	21	1.040	0.09	0	0.000			
0.07	1	0.050	0.03	92	4.554	0.08	0	0.000			
0.06	4	0.198	0.02	266	13.168	0.07	0	0.000			
0.05	31	1.535	0.01	325	16.089	0.06	4	0.198			
0.04	53	2.624	0.005	1212	60.000	0.05	11	0.545	0.04	16	0.792
0.03	92	4.554	0	100	4.950	0.04	39	1.931	0.03	66	3.267
0.02	257	12.723				0.03	102	5.050	0.02	310	15.347
0.01	258	12.772				0.02	332	16.436	0.01	470	23.267
0.005	1221	60.446				0.01	397	19.653	0.01	470	23.267
0	100	4.950				0.005	1032	51.089	0.005	1058	52.376
						0	100	4.950	0	100	4.950
Flux total de la vapeur d'eau											
Cas A			Cas B			Cas C			Cas D		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
						2	30	1.511	0.8	1	0.049
						1	4	0.201	0.7	1	0.049
						0.9	21	1.057	0.6	4	0.198
						0.8	17	0.856	0.5	7	0.346
						0.7	34	1.712	0.4	11	0.544
						0.6	27	1.360	0.3	34	1.682
						0.5	48	2.417	0.2	102	5.047
						0.4	52	2.618	0.1	1703	84.265
						0.3	93	4.683	0	158	7.818
0.2	9	0.4455446	0.02	4	0.1979218	0.2	143	7.200			
0.1	1853	91.732673	0.01	1859	91.984166	0.1	1390	69.990			
0	158	7.8217822	0	158	7.8179119	0	158	7.905			
Vitesse du gaz											
Cas A			Cas B			Cas C			Cas D		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
						100	1	0.050			
						90	0	0.000			
						80	2	0.099			
						70	0	0.000			
						60	3	0.149			
						50	17	0.842			
			4	4	0.198	40	56	2.772			
			3	10	0.495	30	115	5.693	30	14	0.693
20	15	0.742	2	56	2.772	20	224	11.089	20	75	3.713
10	1848	91.440	1	1792	88.713	10	1444	71.485	10	1773	87.772
0	158	7.818	0	158	7.822	0	158	7.822	0	158	7.822
Flux total de la masse d'oxygène											
Cas A			Cas B			Cas C			Cas D		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
						6	1	0.050			
						5	6	0.297			
						4	16	0.792			
			0.3	2	0.099	3	77	3.812	3	2	0.099
2	6	0.297	0.2	17	0.842	2	166	8.218	2	40	1.980
1	1856	91.881	0.1	1843	91.238	1	1596	79.010	1	1820	90.099
0	158	7.822	0	158	7.822	0	158	7.822	0	158	7.822

Taille de l'échantillon = 2020 éléments, Éléments inactifs = 158 éléments

## **A5.2 Bilan d'eau pour quantifier l'effet de l'étalement des propriétés des matériaux sur les processus de transfert et la génération de DMA – Chapitre 5, section 5.3.2**

Le tableau A5.4 résume le bilan d'eau pour l'ensemble des cas simulés, particulièrement le calcul de la masse ou le volume d'eau évaporé. Pour tout les cas, la lecture du tableau A5.4 montre que le mode de dépôt par *end-dumping* subit plus d'évaporation par rapport au mode de dépôt par bancs. Ceci est en concordance avec la température moyenne pour l'ensemble de la halde atteinte dans chaque cas. Cette particularité, confirme encore une fois que le mode par *end-dumping* engendre une oxydation plus forte moyennement par rapport au mode de dépôt par bancs. Localement, c'est le mode de dépôt par bancs qui engendre l'oxydation la plus forte (voir distribution de la température dans chaque cas – chapitre 5, section 5.3.2). La lecture du tableau 4 montre aussi que, le cas de référence que se soit en mode de dépôt par bancs et *end-dumping*, présente le plus grand volume d'eau évaporé par rapport aux autres cas, après 10 ans de simulation, il y a évaporation de 1.75% et 2.23% du volume d'eau initiale, en mode de dépôt par bancs et *end-dumping* respectivement. Ce calcul confirme encore une fois le rôle de la perméabilité des matériaux sur la production de DMA et les mécanismes de transfert. Plus la perméabilité des matériaux est faible, plus la température est faible et moins d'eau évaporée. La vaporisation d'eau est reliée d'une part aux propriétés de matériaux (perméabilité) qui contrôle les mécanismes de transfert et la production de DMA et d'autre part au mode de dépôt ou le type d'anisotropie. L'anisotropie favorise l'entrée d'air et d'oxygène plus profondément et cause une production de chaleur à plus large espace. Cette particularité, fait en sorte que le mode de dépôt par *end-dumping* se manifeste par des températures moyennes plus élevées que le mode de dépôt par bancs et donc un plus grand volume d'eau évaporé. Pour tous les cas, le volume d'eau après 10 ans de production de DMA est inférieur au volume d'eau initial à  $t_0$ , il y a eu lieu une perte par rapport au volume d'eau initial. Cela signifie que le transfert de la vapeur d'eau dans la phase gazeuse réduit la saturation en eau dans la halde particulièrement dans les zones à température élevée.

Tableau A5.1. Bilan d'eau après 10 ans de simulation pour les cas A, B, D et le cas de base C. Chapitre 5 - section 5.3.2

Cas de simulation	Méthodes de construction	Volume d'eau (m <sup>3</sup> )		Déficit (m <sup>3</sup> )	Déficit (kg)	Volume d'eau vaporisé (%)
		t = 0 y	t =10 y	t <sub>10</sub> -t <sub>0</sub>	t <sub>10</sub> -t <sub>0</sub>	t <sub>10</sub> -t <sub>0</sub>
Cas A	<b>Bancs</b>	3.21 x10 <sup>+02</sup>	3.19 x10 <sup>+02</sup>	-2.00	-2.00 x10 <sup>+03</sup>	-0.62
	<i>End- dumping</i>	3.10 x10 <sup>+02</sup>	3.08 x10 <sup>+02</sup>	-2.00	-2.00 x10 <sup>+03</sup>	-0.65
Cas B	<b>Bancs</b>	3.41 x10 <sup>+02</sup>	3.40 x10 <sup>+02</sup>	-1.00	-1.00 x10 <sup>+03</sup>	-0.29
	<i>End- dumping</i>	3.28 x10 <sup>+02</sup>	3.27 x10 <sup>+02</sup>	-1.00	-1.00 x10 <sup>+03</sup>	-0.30
Cas C	<b>Bancs</b>	2.85 x10 <sup>+02</sup>	2.80 x10 <sup>+02</sup>	-5.00	-5.00 x10 <sup>+03</sup>	-1.75
Cas de base	<i>End-dumping</i>	2.69 x10 <sup>+02</sup>	2.63 x10 <sup>+02</sup>	-6.00	-6.00 x10 <sup>+03</sup>	-2.23
Cas D	<b>Bancs</b>	2.94 x10 <sup>+02</sup>	2.91 x10 <sup>+02</sup>	-3.00	-3.00 x10 <sup>+03</sup>	-1.02
	<i>End- dumping</i>	2.79 x10 <sup>+02</sup>	2.76 x10 <sup>+02</sup>	-3.00	-3.00 x10 <sup>+03</sup>	-1.08



## **ANNEXE 6**

### **ANNEXE DU CHAPITRE 6**

#### **EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT DANS LES HALDES À STÉRILES : 3 – EFFET DE L'HÉTÉROGÉNÉITÉ CHIMIQUE ET DES COUCHES COMPACTÉES**



### **A6.1 Analyse fréquentielle de flux et des vitesses pour quantifier l'effet de l'hétérogénéité chimique sur les processus de transfert et la génération de DMA – chapitre 6, section 6.3.2**

Pour alléger le texte et rendre les figures moins chargées, cette comparaison est basée uniquement sur le mode de dépôt par bancs entre les cas de simulation E1, E2 et le cas de référence C. Il est à noter encore une fois que le cas de référence (C), le cas représentant l'hétérogénéité chimique (E1) et le cas représentant l'hétérogénéité chimique équivalent (E2) sont basés sur la même distribution spatiale des matériaux (chapitre 6 - figure 6.1c) et les mêmes propriétés hydriques (chapitre 6 - tableau 6.1). Puisque les vitesses de liquide sont gouvernées principalement par deux facteurs, la perméabilité des matériaux et la température maximale locale et étant donné que ces cas de simulation utilisent les mêmes perméabilités, il est bien attendu que le facteur perméabilité ne joue aucun rôle pour faire la différence entre les trois cas. La différence qui existe et certainement produite par l'hétérogénéité chimique ou la réactivité des matériaux.

Concernant l'écoulement du liquide, le cas de référence (C) se manifeste par une fréquence de l'ordre de 0.15% pour des vitesses variant dans le champ de 0.1 m/j à 0.2 m/j, alors que les deux autres cas E1 et E2 montrent une faible fréquence de 0.1 % pour le même champ de variation (figure A6.1, tableau A6.3). De même, entre 0.05 m/j et 0.06 m/j, le cas de référence (C) se manifeste encore une fois par une fréquence élevée de 0.20% comparativement à 0.05% pour les deux autres cas E1 et E2. Le reste est sensiblement la même fréquence pour les trois cas suivant l'intervalle considéré (tableau A6.3). Cette différence est particulièrement locale et liée directement à la température maximale atteinte dans chaque cas (Cas C,  $T_{\max} = 65^{\circ}\text{C}$  ; Cas E1,  $T_{\max} = 48^{\circ}\text{C}$  ; Cas E2,  $T_{\max} = 50^{\circ}\text{C}$ ). La température fait la différence par la quantité de la vapeur engendrée et la viscosité de l'eau qui diminue avec l'augmentation de la température. Ces deux facteurs font augmenter la vitesse du liquide suivant la température maximale atteinte par endroit qu'est elle-même liée directement à la réactivité des matériaux.

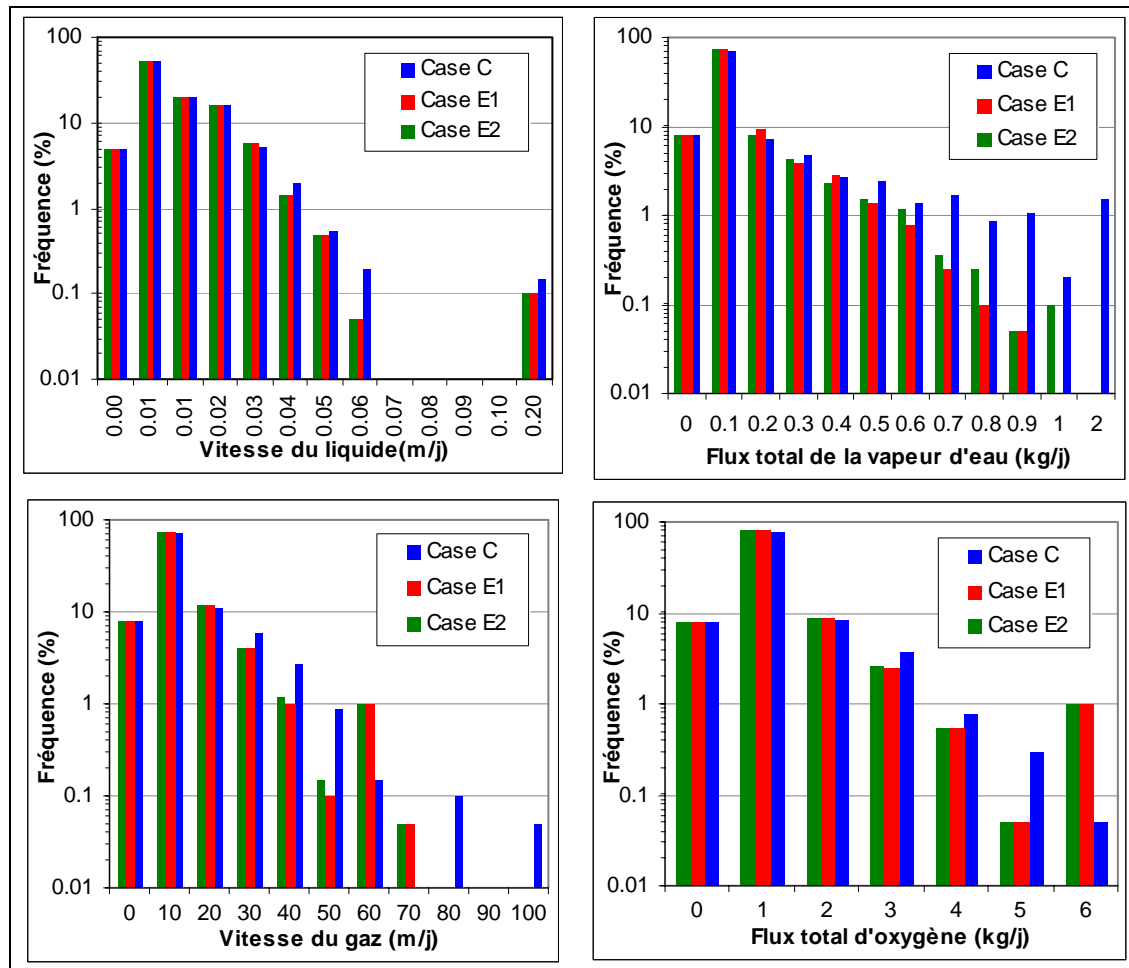


Figure A6.1. Analyse fréquentielle pour les cas E1 et E2 en comparaison avec le cas de référence (C)

L'analyse fréquentielle porté sur le flux total de la vapeur d'eau confirme bien la prétention précédente. Le cas de référence (C) montre les flux de la vapeur d'eau les plus élevées, c'est le seul cas qui présente des flux de la vapeur dans l'intervalle de 1 kg/j à 2 kg/j (figure A6.1) avec un pourcentage ou une fréquence de 1.5% pour l'ensemble de la halde (tableau A6.3). Le cas de référence (C) se manifeste aussi dans l'intervalle de 0.9 kg/j à 1 kg/j par une fréquence de 0.2 %, alors que le cas E2 présente uniquement de 0.1% et l'absence totale des flux total de la vapeur d'eau pour le cas E1 pour le même intervalle (tableau A6.3). Les cas E1 et E2 se manifestent par des flux plus au moins similaires, à l'exception dans l'intervalle de 0.9 kg/j à 1 kg/j où le cas E1 est totalement absente et le cas E2 montre un petit pourcentage de 0.1 %. La différence entre les fréquences



enregistrées par intervalle est liée directement à la température maximale locale atteinte dans chaque cas. La température est le produit exothermique d'oxydation, ce processus est fortement dépend de la constante d'oxydation considérée dans chaque cas. Le cas E2 est une autre représentation de cas E1 mais avec une constante d'oxydation moyenne équivalente à l'hétérogénéité chimique considérée dans le cas E1. Ces deux cas se manifestent par des flux et des vitesses très proches avec certaines différences mineures dans quelques intervalles (tableau A6.3). Cette prétention de semblance entre le cas E1 et E2 est prouvée encore plus par les fréquences enregistrées en terme des vitesses du gaz et des flux d'oxygène obtenus par intervalle. On peut dire que l'hétérogénéité chimique peut être représentée par une propriété globale (constante d'oxydation) capable de reproduire les mêmes conditions qui reflètent bien le comportement de la halde. Par contre, cette approche n'est pas valide pour l'hétérogénéité physique qui contrôle l'écoulement et la dynamique des fluides ainsi que leur organisation dans le système.

Le cas de référence avec cette haute température est le seul cas qui montre des vitesses de gaz dans l'intervalle de 90 m/j à 100 m/j avec une fréquence de 0.1% dans l'intervalle de 70 m/j à 80 m/j (Figure A6.1, tableau A6.3). Cette particularité est liée directement à la plus grande température atteinte dans ce cas (65°C) qui engendre une convection de gaz plus intense que les autres cas et par conséquent un flux d'oxygène plus grand surtout localement dans les endroits de haute température. Le cas E1 et le cas E2 montrent encore une fois les mêmes tendances en terme des flux d'oxygène et des vitesses du gaz, cela confirme encore une fois la possibilité de représenté l'hétérogénéité chimique par des propriétés globales ou moyennes en terme de la réactivité des matériaux sans trop affecté le comportement de la halde.

## **A6.2 Analyse fréquentielle de flux et des vitesses pour quantifier effet des couches compactés et impact des effets combinés sur les processus de transfert et la génération de DMA – Chapitre 6, section 6.3.3 et 6.3.4**

Le choix des cas présentés ici a pour objectif de montrer l'effet relatif de chaque type d'hétérogénéité ou de leur ensemble sur les processus de transfert et la production de DMA dans les haldes à stériles. Cette prise en considération successive des différents types d'hétérogénéité a commencé tout d'abord par le cas de référence (C) qui représente uniquement une hétérogénéité physique. Par la suite dans le cas (E1), nous avons ajouté à l'hétérogénéité physique du cas (C) une hétérogénéité chimique afin d'identifier l'effet de la réactivité des matériaux sur les processus du transfert et la génération du DMA. Le cas (F2) représente en plus de l'hétérogénéité physique du cas (C), des couches compactées qui peuvent être causés dans certains cas (construction par bancs) par le passage répété de la machinerie lourde durant de la construction. Enfin, le cas (G) est une représentation globale de l'ensemble des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactés) dans un seul système.

Sans entrer dans les détails concernant le cas (C) et le cas (E1) discutés déjà plus haut. On vise directement l'effet des couches compactés (cas F2) et l'effet de la combinaison de l'ensemble des hétérogénéités (cas G). La figure A6.2 montre que le cas (G) se manifeste par des vitesses de liquide élevées, ses vitesses maximales s'étalent dans l'intervalle de 0.1 m/j à 0.2 m/j pour une fréquence de 0.10% (tableau A6.3). Or, la vitesse maximale enregistrée dans le cas F2 est 0.1m/j pour une fréquence de 0.15% (tableau A6.3). Ceci est attribué directement l'effet des couches compactées considérées dans ces deux cas (Cas F2 et G). Ces couches compactées retiennent plus d'eau et augmente mouvement préférentiel de l'eau grâce à leur perméabilité plus faible (conductivité hydraulique effective élevée). De plus, le cas (G) est une combinaison de l'ensemble des hétérogénéités et tient compte l'hétérogénéité chimique par rapport au cas F2 qui ne représente que l'hétérogénéité physique et les couches compactées. Le flux total de la vapeur d'eau reflète bien l'effet des couches compactés et la combinaison des hétérogénéités. Le cas de référence (C) représente les flux de la vapeur les plus élevés suivant dans l'ordre par le cas (E1), (F2) et le cas (G). Les flux de la vapeur d'eau pour le

cas (G), se localisent majoritairement dans les intervalles le plus faible et ne dépassent pas les 0.3 kg/j (tableau A6.3). Cette séquence de classement est liée directement à la température produite dans chaque cas. Plus il y a moins de production de DMA, plus la température est faible et encore moins d'évaporation.

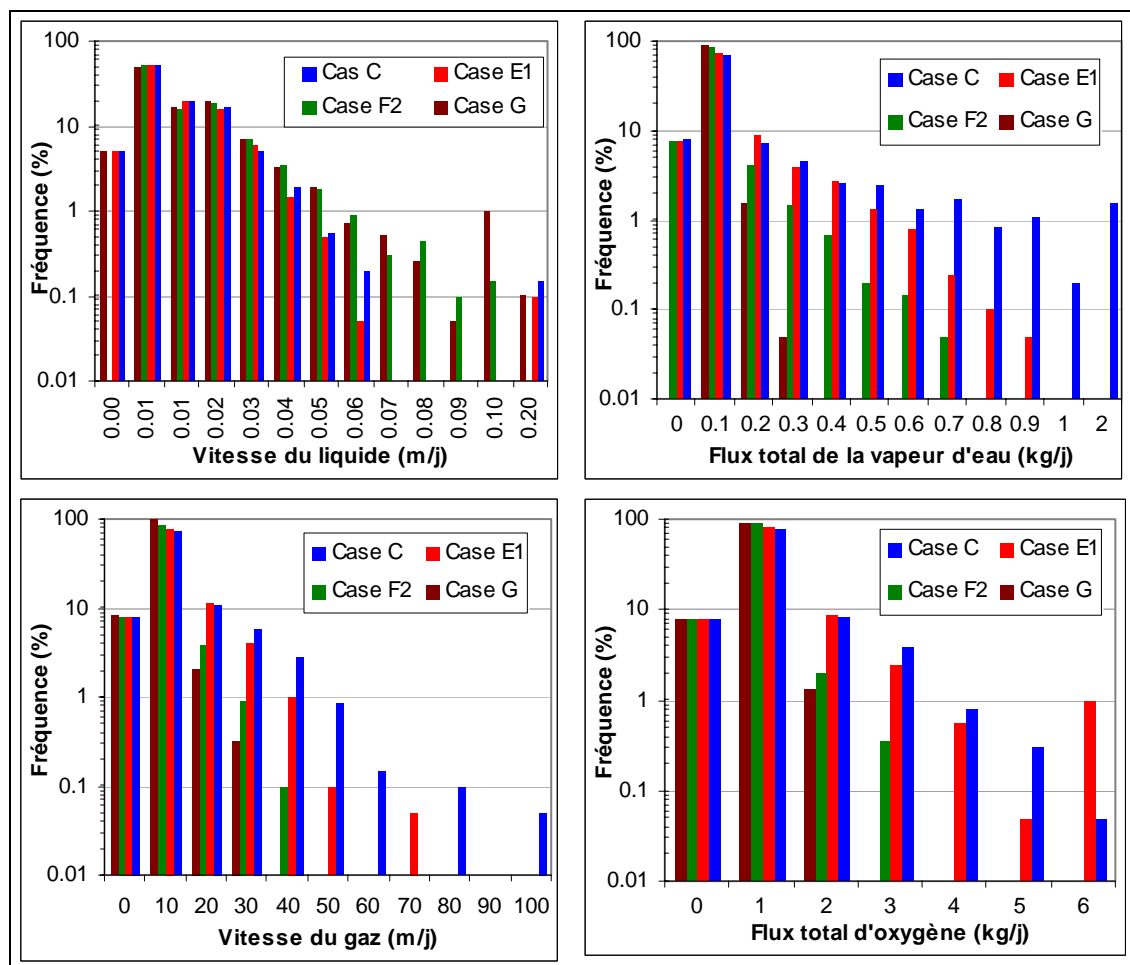


Figure A6.2. Analyse fréquentielle pour les cas E1, F2 et G en comparaison avec le cas de référence (C)

Les vitesses de gaz sont très faibles et ne dépassent pas les 40 m/j dans le cas (F2). Les vitesses de gaz enregistrées sont encore plus faibles dans le cas (G) et leur maximum ne dépasse pas les 30 m/j (tableau A6.3). Les couches compactées jouent le rôle d'une barrière capillaire par leur capacité de rétention d'eau d'une part, et d'autre part par la destruction et la subdivision de cellule de convection en petits cellules moins efficaces à

accélérer le mouvement et la circulation d'air. Par conséquent, l'oxygène ne peut pas pénétrer profondément et le taux d'oxydation est largement réduit. Comme conclusion, le mélange des stériles avec des matériaux non réactifs réduit la production de DMA. Alors que, l'existence des couches compactées en plus des matériaux non réactifs, empêche d'une façon significative le développement et la génération de DMA. C'est un bon moyen pour lutter contre le DMA pendant la construction des haldes au moins à moyen terme avant l'étape de réhabilitation à la fin de la construction pour une lutte contre le DMA à long terme.

Tableau A6.1. Maximum des flux et vitesses après 10 ans de simulation pour les cas E1, F2 et G en comparaison avec le cas de référence (C)

Cas de simulation	Méthode de construction	Vitesse du liquide (m/j)	Vitesse du gaz (m/j)	Flux de la vapeur d'eau (kg/j)	Flux de la masse d'oxygène (kg/j)
Cas (C)	Bancs	$1.84 \times 10^{-01}$	99.93	$1.92 \times 10^{+00}$	5.21
Cas (E1)	Bancs	$1.81 \times 10^{-01}$	63.80	$8.49 \times 10^{-01}$	4.25
Cas (F2)	Bancs	$2.92 \times 10^{-01}$	37.80	$6.23 \times 10^{-01}$	2.49
Cas (G)	Bancs	$2.60 \times 10^{-01}$	26.8	$2.32 \times 10^{-01}$	1.91

Tableau A6.2. Moyenne des flux et vitesses pour l'ensemble de la halde après 10 ans de simulation pour les cas E1, F2 et G en comparaison avec le cas de référence (C)

Cas de simulation	Méthode de construction	Vitesse du liquide (m/j)	Vitesse du gaz (m/j)	Flux de la vapeur d'eau (kg/j)	Flux de la masse d'oxygène (kg/j)
Cas (C)	Bancs	$7.29 \times 10^{-03}$	6.17	$1.07 \times 10^{-01}$	$3.73 \times 10^{-01}$
Cas (E1)	Bancs	$7.03 \times 10^{-03}$	4.90	$5.84 \times 10^{-02}$	$3.37 \times 10^{-01}$
Cas (F2)	Bancs	$9.87 \times 10^{-03}$	2.31	$2.49 \times 10^{-02}$	$1.01 \times 10^{-01}$
Cas (G)	Bancs	$9.37 \times 10^{-03}$	1.75	$1.15 \times 10^{-02}$	$9.11 \times 10^{-02}$

Tableau A6.3. Détail de l'Analyse fréquentielle de flux et des vitesses pour les cas C, E1, E2, F2, G après 10 ans de simulation

Vitesse de liquide														
Cas C			Cas E1			Cas E2			Cas F2			Cas G		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
0.2	3	0.15	0.2	2	0.10	0.2	2	0.10	0.2	0		0.200	2	0.10
0.1	0	0.00	0.1	0		0.1	0		0.1	3	0.15	0.100	0	0.00
0.09	0	0.00	0.09	0		0.09	0		0.09	2	0.10	0.090	1	0.05
0.08	0	0.00	0.08	0		0.08	0		0.08	9	0.45	0.080	5	0.26
0.07	0	0.00	0.07	0		0.07	0		0.07	6	0.30	0.070	10	0.52
0.06	4	0.20	0.06	1	0.05	0.06	1	0.05	0.06	18	0.89	0.060	14	0.73
0.05	11	0.54	0.05	10	0.50	0.05	10	0.50	0.05	36	1.78	0.050	36	1.88
0.04	39	1.93	0.04	29	1.44	0.04	29	1.44	0.04	72	3.56	0.040	62	3.23
0.03	102	5.05	0.03	118	5.84	0.03	117	5.79	0.03	144	7.13	0.030	134	6.98
0.02	332	16.44	0.02	316	15.64	0.02	322	15.94	0.02	381	18.86	0.020	380	19.79
0.01	397	19.65	0.01	403	19.95	0.01	394	19.50	0.01	317	15.69	0.010	326	16.98
0.005	1032	51.09	0.005	1041	51.53	0.005	1045	51.73	0.005	1032	51.09	0.005	950	49.48
0	158	4.95	0	158	4.95	0	158	4.95	0	158	4.95	0	100	5.21
Flux total de la vapeur d'eau														
Cas C			Cas E1			Cas E2			Cas F2			Cas G		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
2	30	1.51	2	0		2	0		2	0		2	0	
1	4	0.20	1	0		1	2	0.10	1	0		1	0	
0.9	21	1.06	0.9	1	0.05	0.9	1	0.05	0.9	0		0.9	0	
0.8	17	0.86	0.8	2	0.10	0.8	5	0.25	0.8	0		0.8	0	
0.7	34	1.71	0.7	5	0.25	0.7	7	0.35	0.7	1	0.05	0.7	0	
0.6	27	1.36	0.6	16	0.79	0.6	24	1.19	0.6	3	0.15	0.6	0	
0.5	48	2.42	0.5	27	1.34	0.5	30	1.49	0.5	4	0.20	0.5	0	
0.4	52	2.62	0.4	56	2.77	0.4	46	2.28	0.4	14	0.69	0.4	0	
0.3	93	4.68	0.3	77	3.81	0.3	88	4.36	0.3	30	1.49	0.3	1	0.05
0.2	143	7.20	0.2	184	9.11	0.2	164	8.12	0.2	83	4.11	0.2	31	1.53
0.1	1390	69.99	0.1	1494	73.96	0.1	1495	74.01	0.1	1727	85.50	0.1	1830	90.59
0	158	7.91	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82
Vitesse de gaz														
Cas C			Cas E1			Cas E2			Cas F2			Cas G		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
100	1	0.05	100	0		100	0		100	0		100	0	
90	0	0.00	90	0		90	0		90	0		90	0	
80	2	0.10	80	0		80	0		80	0		80	0	
70	0	0.00	70	1	0.05	70	1	0.05	70	0		70	0	
60	3	0.15	60	0	0.00	60	0	0.00	60	0		60	0	
50	17	0.84	50	2	0.10	50	3	0.15	50	0		50	0	
40	56	2.77	40	20	0.99	40	24	1.19	40	2	0.10	40	0	
30	115	5.69	30	82	4.06	30	83	4.11	30	18	0.89	30	6	0.32
20	224	11.09	20	232	11.49	20	231	11.44	20	78	3.86	20	39	2.09
10	1444	71.49	10	1525	75.50	10	1520	75.25	10	1764	87.33	10	1817	97.58
0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	8.49
Flux total de la masse d'oxygène														
Cas C			Cas E1			Cas E2			Cas F2			Cas G		
Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)	Intervalle (m/j)	Nombre d'apparition	fréquence (%)
6	1	0.05	6	0	0.00	6	0	0.00						
5	6	0.30	5	1	0.05	5	1	0.05						
4	16	0.79	4	11	0.54	4	11	0.54						
3	77	3.81	3	49	2.43	3	53	2.62	3	7	0.35			
2	166	8.22	2	175	8.66	2	178	8.81	2	40	1.98	2	27	1.34
1	1596	79.01	1	1626	80.50	1	1619	80.15	1	1815	89.85	1	1835	90.84
0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82	0	158	7.82

### A6.3 Bilan d'eau

Le tableau A6.4 résume un simple bilan d'eau pour ces cas de simulation, particulièrement le calcul de la masse et du volume d'eau évaporé de la halde. La lecture de ce tableau montre clairement que la présence des couches compactées (cas F2) diminue la quantité de l'eau évaporé par rapport au cas de référence (C) où le système est hétérogène physiquement sans présence des couches compactées et par rapport au cas E1 où le système est hétérogène physiquement et chimiquement sans présence encore des couches compactées. Seulement la particularité est attribuée au cas G qui représente l'ensemble des hétérogénéités dans le même système, ce cas se distingue par la quantité la plus faible en termes de la quantité d'eau évaporé. Après 10 de simulation, la quantité d'eau évaporée dans le cas G est de 0.91% du volume d'eau initial à  $t=0$  (tableau A6.4). Cette particularité confirme encore que la présence des hétérogénéités (physique, chimique, couches compactées) dans une halde à stérile limite largement la génération de DMA. On peut conclure que le mélange des stériles avec des matériaux non réactifs avec présence des couches compactées se qualifié bien comme un bon moyen pour lutter contre la génération de DMA au moins à court terme durant la construction de la halde. À la fin de la construction, il faut prendre des mesures encore plus efficaces par l'installation d'un système de recouvrement pour désactiver le processus d'oxydation dans le but d'éviter les dégâts environnementaux à long terme.

Tableau A6.4. Bilan d'eau après 10 ans de simulation pour les cas E1, F2 et G en comparaison avec le cas de référence (C)

Cas de simulation	Volume d'eau (m <sup>3</sup> )		Déficit (m <sup>3</sup> )	Déficit (kg)	changement
	t <sub>0</sub> = 0	t <sub>10</sub> = 10 y	(t <sub>10</sub> -t <sub>0</sub> )	(t <sub>10</sub> -t <sub>0</sub> )	(%)
Cas C	284.92	280.10	-4.82	-4815.18	-1.69
Cas E1	284.92	279.87	-5.05	-5052.53	-1.77
Cas F2	310.46	306.33	-4.13	-4133.08	-1.33
Cas G	310.46	306.85	-2.80	-2803.90	-0.91

**ANNEXE 7**

**ANNEXE DU CHAPITRE 7**

**MODÉLISATION NUMÉRIQUE DES PROCESSUS  
DE TRANSFERT DANS UNE HALDES À STÉRILES  
SUBISSANT L'ÉVOLUTION TEMPORELLE DES  
PROPRIÉTÉS DE SES MATÉRIAUX  
HÉTÉROGÈNES**





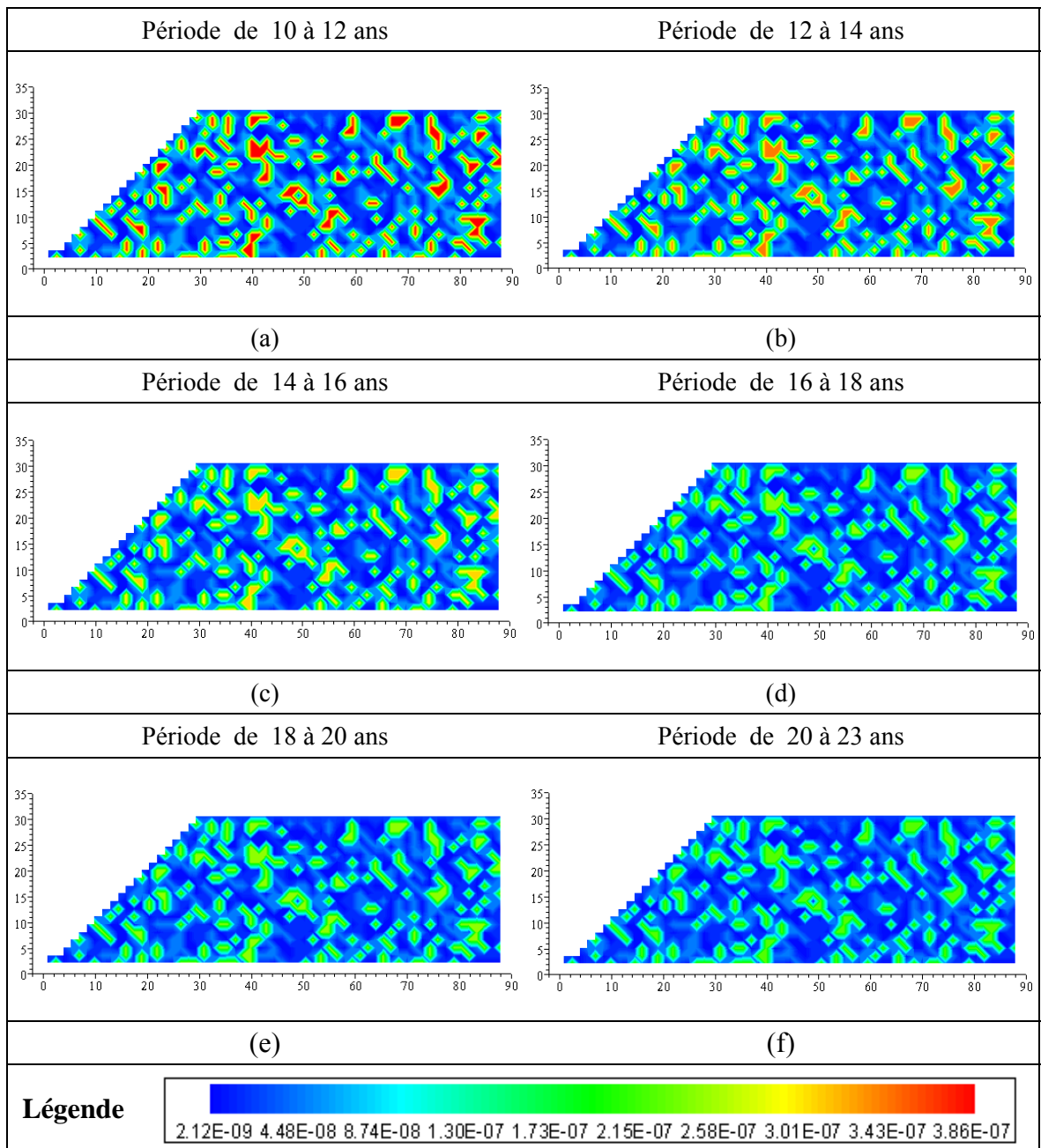


Figure A7.1. Évolution de la conductivité hydraulique effective à saturation en eau moyenne en fonction de la distribution spatiale des matériaux illustrée dans la figure 7.1 et comparée avec la distribution spatiale initiale de la conductivité hydraulique effective illustrée dans la figure 7.2 du chapitre 7. La base saturée de la halde n'est pas montrée sur ces figures

Tableau A7.1. Évolution du volume d'eau et du taux de drainage dans la halde à travers le temps, basée sur les propriétés de matériaux après 23 ans de la mise en place (2006)

Time		Volume of water				Drainage rate	
Year	V (m <sup>3</sup> )	V initial (%)	réduction(%)	$\Delta V$ (m <sup>3</sup> )	Loss (%)	m <sup>3</sup> /y	m/y
0	2.48E+02	100.0%	0.0%	0.00E+00	0.00E+00	0.00	0.000
0.25	2.24E+02	90.2%	37.5%	2.43E+01	9.79	97.08	1.000
0.50	2.16E+02	87.2%	48.9%	7.35E+00	12.75	29.40	0.332
0.75	2.12E+02	85.3%	56.2%	4.71E+00	14.65	18.84	0.213
1.00	2.08E+02	84.0%	61.3%	3.31E+00	15.99	13.24	0.150
1.25	2.06E+02	83.0%	65.1%	2.49E+00	16.99	9.96	0.113
1.50	2.04E+02	82.2%	68.2%	1.98E+00	17.79	7.92	0.089
1.75	2.02E+02	81.6%	70.7%	1.62E+00	18.45	6.48	0.073
2.00	2.01E+02	81.0%	72.8%	1.38E+00	19.00	5.52	0.062
2.25	2.00E+02	80.5%	74.6%	1.18E+00	19.48	4.72	0.053
2.50	1.99E+02	80.1%	76.2%	1.03E+00	19.89	4.12	0.047
2.75	1.98E+02	79.7%	77.6%	9.10E-01	20.26	3.64	0.041
3.00	1.97E+02	79.4%	78.9%	8.20E-01	20.59	3.28	0.037
3.25	1.96E+02	79.1%	80.0%	7.30E-01	20.89	2.92	0.033
3.50	1.95E+02	78.8%	81.1%	6.70E-01	21.16	2.68	0.030
3.75	1.95E+02	78.6%	82.0%	6.10E-01	21.40	2.44	0.028
4.00	1.94E+02	78.4%	82.9%	5.60E-01	21.63	2.24	0.025
4.25	1.94E+02	78.2%	83.7%	5.20E-01	21.84	2.08	0.024
4.50	1.93E+02	78.0%	84.4%	4.80E-01	22.03	1.92	0.022
4.75	1.93E+02	77.8%	85.1%	4.60E-01	22.22	1.84	0.021
5.00	1.92E+02	77.6%	85.8%	4.20E-01	22.39	1.68	0.019
5.25	1.92E+02	77.5%	86.4%	3.90E-01	22.54	1.56	0.018
5.50	1.92E+02	77.3%	87.0%	3.70E-01	22.69	1.48	0.017
5.75	1.91E+02	77.2%	87.5%	3.50E-01	22.83	1.40	0.016
6.00	1.91E+02	77.0%	88.0%	3.30E-01	22.97	1.32	0.015
6.25	1.91E+02	76.9%	88.5%	3.20E-01	23.10	1.28	0.014
6.50	1.90E+02	76.8%	89.0%	3.00E-01	23.22	1.20	0.014
6.75	1.90E+02	76.7%	89.4%	2.80E-01	23.33	1.12	0.013
7.00	1.90E+02	76.6%	89.8%	2.70E-01	23.44	1.08	0.012
7.25	1.90E+02	76.5%	90.2%	2.60E-01	23.54	1.04	0.012
7.50	1.89E+02	76.4%	90.6%	2.50E-01	23.64	1.00	0.011
7.75	1.89E+02	76.3%	91.0%	2.40E-01	23.74	0.96	0.011
8.00	1.89E+02	76.2%	91.3%	2.30E-01	23.83	0.92	0.010
8.25	1.89E+02	76.1%	91.7%	2.20E-01	23.92	0.88	0.010
8.50	1.88E+02	76.0%	92.0%	2.10E-01	24.01	0.84	0.009
8.75	1.88E+02	75.9%	92.3%	2.00E-01	24.09	0.80	0.009
9.00	1.88E+02	75.8%	92.6%	1.90E-01	24.17	0.76	0.009
9.25	1.88E+02	75.8%	92.9%	1.90E-01	24.24	0.76	0.009
9.50	1.88E+02	75.7%	93.2%	1.80E-01	24.31	0.72	0.008
9.75	1.87E+02	75.6%	93.4%	1.80E-01	24.39	0.72	0.008
10.00	1.87E+02	75.5%	93.7%	1.60E-01	24.45	0.64	0.007
10.25	1.87E+02	75.5%	94.0%	1.70E-01	24.52	0.68	0.008
10.50	1.87E+02	75.4%	94.2%	1.50E-01	24.58	0.60	0.007
10.75	1.87E+02	75.4%	94.4%	1.60E-01	24.65	0.64	0.007
11.00	1.87E+02	75.3%	94.7%	1.50E-01	24.71	0.60	0.007
11.25	1.87E+02	75.2%	94.9%	1.40E-01	24.76	0.56	0.006
11.50	1.86E+02	75.2%	95.1%	1.40E-01	24.82	0.56	0.006
11.75	1.86E+02	75.1%	95.3%	1.40E-01	24.87	0.56	0.006
12.00	1.86E+02	75.1%	95.5%	1.30E-01	24.93	0.52	0.006
12.25	1.86E+02	75.0%	95.7%	1.30E-01	24.98	0.52	0.006
12.50	1.86E+02	75.0%	95.9%	1.20E-01	25.03	0.48	0.005
12.75	1.86E+02	74.9%	96.1%	1.20E-01	25.08	0.48	0.005
13.00	1.86E+02	74.9%	96.3%	1.20E-01	25.13	0.48	0.005
13.25	1.86E+02	74.8%	96.4%	1.10E-01	25.17	0.44	0.005
13.50	1.85E+02	74.8%	96.6%	1.20E-01	25.22	0.48	0.005
13.75	1.85E+02	74.7%	96.8%	1.10E-01	25.26	0.44	0.005
14.00	1.85E+02	74.7%	97.0%	1.00E-01	25.30	0.40	0.005
14.25	1.85E+02	74.7%	97.1%	1.10E-01	25.35	0.44	0.005
14.50	1.85E+02	74.6%	97.3%	1.00E-01	25.39	0.40	0.005
14.75	1.85E+02	74.6%	97.4%	1.00E-01	25.43	0.40	0.005
15.00	1.85E+02	74.5%	97.6%	1.00E-01	25.47	0.40	0.005
15.25	1.85E+02	74.5%	97.7%	9.00E-02	25.50	0.36	0.004
15.50	1.85E+02	74.5%	97.9%	9.00E-02	25.54	0.36	0.004
15.75	1.85E+02	74.4%	98.0%	9.00E-02	25.58	0.36	0.004
16.00	1.84E+02	74.4%	98.1%	9.00E-02	25.61	0.36	0.004
16.25	1.84E+02	74.4%	98.3%	9.00E-02	25.65	0.36	0.004
16.50	1.84E+02	74.3%	98.4%	8.00E-02	25.68	0.32	0.004
16.75	1.84E+02	74.3%	98.5%	9.00E-02	25.72	0.36	0.004
17.00	1.84E+02	74.2%	98.7%	8.00E-02	25.75	0.32	0.004
17.25	1.84E+02	74.2%	98.8%	8.00E-02	25.78	0.32	0.004
17.50	1.84E+02	74.2%	98.9%	8.00E-02	25.81	0.32	0.004
17.75	1.84E+02	74.2%	99.0%	7.00E-02	25.84	0.28	0.003
18.00	1.84E+02	74.1%	99.1%	8.00E-02	25.88	0.32	0.004
18.25	1.84E+02	74.1%	99.3%	7.00E-02	25.90	0.28	0.003
18.50	1.84E+02	74.1%	99.4%	7.00E-02	25.93	0.28	0.003
18.75	1.84E+02	74.0%	99.5%	8.00E-02	25.96	0.32	0.004
19.00	1.83E+02	74.0%	99.6%	7.00E-02	25.99	0.28	0.003
19.25	1.83E+02	74.0%	99.7%	6.00E-02	26.02	0.24	0.003
19.50	1.83E+02	74.0%	99.8%	7.00E-02	26.04	0.28	0.003
19.75	1.83E+02	73.9%	99.9%	7.00E-02	26.07	0.28	0.003
20.00	1.83E+02	73.9%	100.0%	6.00E-02	26.10	0.24	0.003

## **ANNEXE 8**

### **DISQUE COMPACT**

Cette annexe a comme contenu :

- L'ensemble des données utilisées pour la réalisation des travaux présentés dans cette thèse sous forme de fichiers numériques.
- La dérivation des paramètres utilisés dans le modèle numérique.
- Les résultats détaillés de l'ensemble de la thèse ainsi que les fichiers d'entrée et de sortie de modèle numérique.
- La thèse entière sous forme de fichier numérique en format PDF
- Les annexes de la thèse.

